Herberekening Streefbeeld Aal:

Een analyse van het bestaande Nederlandse streefbeeld in relatie tot de buurlanden

oktober 2013

een advies op verzoek van de minister van Economische Zaken

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave 2
Voorwoord 3
1. Inleiding 4
2. Werkwijze 6
3. Bevindingen 7
3.1. Berekening van het streefbeeld door Nederland en drie buurlanden 7
3.1.1. Nederland 7
3.1.2. België 8
3.1.3. Duitsland 9
3.1.4. Verenigd Koninkrijk 9
3.1.5. Het Nederlandse streefbeeld volgens de methodiek van de buurlanden 10
3.2. Aannames bij het bepalen van het streefbeeld voor Nederland 11
3.2.1. Referentieperiode 11
3.2.2. Areaal 12
3.2.3. Voedselrijkdom 13
3.2.4. Migratiebeperkingen 14
3.2.5. Uitzet van glas- en pootaal 14
3.2.6. De relatie tussen vangsten en schieraaluittrek: 'de factor 2' 15
3.3. Kwaliteit van de Nederlandse streefbeeldbepaling 15
3.4. Redenen voor een aangepast streefbeeld? 15
4. Conclusies 17
5. Aanbevelingen 18
6. Bronnen 19
Bijlagen 20

Voorwoord

Aanleiding van dit advies is de motie van het Tweede Kamerlid Bosman *c.s.*, aangenomen op 26 maart 2013, waarin wordt gesteld dat het streefbeeld voor uittrek van schieraal uit de Nederlandse wateren te hoog is (bijlage 1). Dit streefbeeld is vastgesteld in opvolging van de *'verordening tot vaststelling van maatregelen voor het herstel van het bestand van Europese aal'* van de Raad van de EU d.d. 18 september 2007 (EU verordening (EG) Nr. 1100/2007). Bosman *c.s.* stellen dat er in het huidige Nederlandse streefbeeld te weinig rekening is gehouden met factoren als veranderende voedselrijkdom van de Nederlandse wateren, het uitzetten van glas- en pootaal en de aanleg van migratiebeperkende kunstwerken zoals sluizen en gemalen. Bovendien stellen Bosman *c.s.* vast dat de gekozen referentieperiode voor het vaststellen van het streefbeeld (de jaren 1950) niet de juiste is.

Doordat Europese buurlanden (m.n. België, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk) andere referentieperiodes en aannames hebben gemaakt, is het streefbeeld voor die landen veel lager. Dit leidt tot een ongelijk speelveld tussen Europese lidstaten. Daarom verzoeken Bosman c.s. de minister tot een herberekening van het streefbeeld, waarbij aansluiting wordt gezocht bij de methodieken van de genoemde buurlanden.

Naar aanleiding van de motie Bosman heeft de staatssecretaris van Economische zaken in een brief aan de Tweede Kamer van 8 mei toegezegd dat een commissie 'Herberekening streefbeeld paling' o.l.v. Prof. Dr. Rabbinge de herberekening van het streefbeeld op zich zal nemen. Bij instellingsbesluit Commissie streefbeeld Paling, Staatscourant nr. 17170 – 1 juli 2013 - is de samenstelling van de commissie bekend gemaakt:

- prof. dr. ir. R. Rabbinge (voorzitter)
- prof. dr. J. van der Meer
- dhr. J. Quak
- prof. dr. J.A.J. Verreth
- dhr. A. van der Waal.
- dr. ir. L.A.J. Nagelkerke

De commissie heeft zijn werkzaamheden in de zomermaanden verricht en biedt hierbij het resultaat daarvan aan.

1. Inleiding

De *'verordening tot vaststelling van maatregelen voor het herstel van het bestand van Europese aal'* van de Raad van de EU d.d. 18 september 2007 (EU verordening (EG) Nr. 1100/2007), hierna 'Aalverordening' genoemd stelt dat ieder van de lidstaten een aalbeheerplan moet opstellen. Het doel van de aalbeheerplannen is: *"...het verminderen van de antropogene sterfte, zodat er een grote kans bestaat dat ten minste 40 % van de biomassa van schieraal kan ontsnappen naar zee, gerelateerd aan de beste raming betreffende de ontsnapping die plaats zou hebben gevonden indien de mens geen invloed had uitgeoefend op het bestand"*.

De Aalverordening geeft aan dat het streefbeeld voor aal moet worden bepaald: *"...rekening houdend met de gegevens die voor elk stroomgebied voor aal beschikbaar zijn,... op een of meer van de drie hierna beschreven wijzen:*

a) aan de hand van gegevens die in de meest geschikte periode voor 1980 verzameld zijn, mits voldoende kwalitatief toereikende gegevens beschikbaar zijn;
b) op grond van een op de habitat gebaseerde schatting van de potentiële aalproductie, zonder antropogene sterfte;
c) door zich te baseren op de ecologie en hydrografie van soortgelijke riviersystemen."

De Nederlandse benadering van de *"ontsnapping die plaats zou hebben gevonden indien de mens geen invloed had uitgeoefend op het bestand"*, hierna $B_{pristine}$ genoemd, is aanvankelijk op twee verschillende benaderingswijzen berekend, nl:

1. een empirische benadering, gebaseerd op historische vangstgegevens en algemene kennis omtrent de biologie van aal en Nederlandse wateren (Klein Breteler, 2008). De schatting van $B_{pristine}$ is volgens dit rapport minimaal 10.000–15.000 ton, wat zou leiden tot een streefbeeld van 4.000–6.000 ton.
2. een modelmatige benadering, gebaseerd op een populatiedynamisch model (Dekker *et al.*, 2008). In die studie wordt de $B_{pristine}$ voor het IJsselmeer op 3080 ton geschat.

Beide benaderingswijzen zijn in 2009 door de commissie Eijsackers (Eijsackers *et al.*, 2009) geëvalueerd (de zgn. *"third opinion"*). De conclusie van die commissie was dat de berekende waarden in beide benaderingswijzen in de goede orde van grootte liggen, maar dat de onzekerheidsmarge groter is, waardoor het streefbeeld ergens tussen 2.600–8.100 ton zou kunnen liggen.

In het Nederlandse Aalbeheerplan (Ministerie van LNV, 2009) worden de empirische en de modelmatige benaderingen meegenomen, evenals de "third opinion". De laatste wordt in het Aalbeheerplan gerelativeerd, en er wordt uitgegaan van een $B_{pristine}$ van 13.000 ton, en een streefbeeld van 5.200 ton; 4160 ton uit de binnenwateren en 1040 ton uit de kustwateren.

Tabel 1. *Berekende waarden voor $B_{pristine}$ en de bijbehorende streefbeelden voor Nederland en drie buurlanden (in tonnen)*

	$B_{pristine}$	**Streefbeeld**
Nederland	13.000	5.200
België	220	88
Duitsland	4.573	1.829
Verenigd Koninkrijk	*ca.* 2.575	*ca.* 1.030

De berekende waarden van $B_{pristine}$ en het streefbeeld voor Nederland is hoog als het wordt vergeleken met drie buurlanden (Tabel 1): het is zelfs (veel) hoger dan de streefbeelden van de veel grotere buurlanden Duitsland en het Verenigd Koninkrijk. Deze grote verschillen tussen de landen hebben geleid tot een motie van het Tweede Kamerlid Bosman *c.s.*, aangenomen op 26 maart 2013 (bijlage 1), waarin wordt gesteld dat het streefbeeld voor uittrek van schieraal uit de Nederlandse wateren te hoog is, o.a. omdat in het huidige Nederlandse streefbeeld te weinig rekening is gehouden met factoren als veranderende voedselrijkdom van de Nederlandse wateren, het uitzetten van glas- en pootaal en de aanleg van migratiebeperkende kunstwerken zoals sluizen en gemalen. Bovendien stellen Bosman *c.s.* vast dat de gekozen referentieperiode voor het vaststellen van het streefbeeld (de periode 1948–1953) niet de juiste is. De reden voor het veel lagere streefbeeld van de andere landen is dat deze andere referentieperiodes en aannames hebben gemaakt. De regering wordt daarom verzocht om een herberekening van het door Nederland vastgestelde streefbeeld aal uit te voeren. Tevens wordt de regering gevraagd om aan de Europese Commissie kenbaar te maken dat er duidelijke richtlijnen ontbreken voor de berekening van een streefbeeld. Volgens de indieners van de motie zou er hierdoor geen gelijk speelveld tussen de lidstaten zijn wat betreft de uitgangspunten voor de berekening en de gebruikte rekensystematiek voor het streefbeeld van aal.

De door de staatssecretaris vervolgens geïnstalleerde commissie heeft de in de motie verzochte evaluatie en eventuele herberekening verwerkt door nader te onderzoeken wat de effecten van de verschillende aannames zijn op de berekeningen van $B_{pristine}$ van de verschillende landen, hoe geldig die aannames zijn en wat het streefbeeld van Nederland zou zijn als de ‘buitenlandse’ methoden zouden worden gebruikt. Tevens is de kwaliteit van het Nederlandse streefbeeld geëvalueerd. De gehanteerde werkwijze is in hoofdstuk 2 beschreven. De daaruit resulterende bevindingen worden in hoofdstuk 3 beschreven. Op grond van die bevindingen is in de hoofdstukken 4 een aantal conclusies en aanbevelingen geformuleerd. De commissie heeft daarmee de verzochte duidelijkheid verschaft.

2. Werkwijze

De commissie heeft de volgende werkwijzen gehanteerd:

- Bestudering van literatuurbronnen, waaronder:
  - de aalbeheerplannen van Nederland, België, Duitsland en het Verenigd Koninkrijk;
  - de evaluatie van de aalbeheerplannen door ICES (ICES, 2010);
  - de oorspronkelijke berekeningen van de Nederlandse $B_{pristine}$ door Klein Breteler (2008) en Dekker *et al.* (2008);
  - het "third opinion" advies (Eijsackers *et al.*, 2009);
  - verschillende wetenschappelijke artikelen m.b.t. aal;
  - de QuickScan van Wageningen Imares (de Graaf *et al.*, 2013), waaraan ook een van de commissieleden zijn medewerking heeft verleend;
- Bronnenonderzoek, om aanvullende gegevens te verzamelen;
- Berekeningen van het Nederlandse streefbeeld volgens de 'buitenlandse' methoden;
- Een modelbenadering om de vermenigvuldigingsfactor tussen vangst en $B_{pristine}$ te bepalen.
- Vier bijeenkomsten met de voltallige commissie waarin de voortgang en de bevindingen werden bediscussieerd.
- Schrijven van het voorliggende rapport, dat de consensus binnen de commissie vertegenwoordigt.

3. Bevindingen

In dit hoofdstuk worden de bevindingen beschreven m.b.t.:

- de wijze van berekening van de streefbeelden door Nederland en de buurlanden;
- de verschillen en overeenkomsten in de berekeningswijzen en de onderliggende aannames tussen de verschillende landen;
- de kwaliteit van de streefbeeldbepalingen van Nederland en de andere drie landen;
- redenen om al dan niet tot een aangepast Nederlands streefbeeld te komen.

3.1. Berekening van het streefbeeld door Nederland en drie buurlanden

Volgens de Aalverordening moet het streefbeeld worden bepaald op een of meer van de drie hierna beschreven wijzen:

a) aan de hand van gegevens die in de meest geschikte periode voor 1980 verzameld zijn, mits voldoende kwalitatief toereikende gegevens beschikbaar zijn;
b) op grond van een op de habitat gebaseerde schatting van de potentiële aalproductie, zonder antropogene sterfte;
c) door zich te baseren op de ecologie en hydrografie van soortgelijke riviersystemen."

Hieronder worden de berekeningen van de streefbeelden door Nederland en de drie buurlanden kort beschreven en vergeleken. Het dient te worden opgemerkt dat deze berekende streefbeelden zijn opgenomen in de aalbeheerplannen van de betreffende landen. Alle aalbeheerplannen zijn geëvalueerd door ICES (2010) die verschillende kritiekpunten op methodologie en uitgangspunten formuleerde. Toch zijn alle in 2009 (Nederland) of in 2010 (de andere landen) door de Europese Commissie goedgekeurd.

3.1.1. Nederland

Het Nederlandse streefbeeld is twee maal onafhankelijk bepaald. De eerste methode is gebaseerd op een **populatiedynamisch model** (Dekker *et al.* 2008), wat als een op habitat gebaseerde schatting van de potentiële aalproductie kan worden beschouwd (methode b). Deze methode leidt een streefbeeld af, vanuit beschouwingen over de mortaliteit en reductie in de visserijmortaliteit.

De tweede methode is gebaseerd op een **vermenigvuldiging van habitatoppervlak (in ha) met de potentiële schieraalproductie per oppervlakte-eenheid** (in kg/ha), gedifferentieerd naar verschillende watertypen. Deze potentiële schieraalproductie is gebaseerd op historische vangstgegevens, voornamelijk uit de periode 1948–1953 (Klein Breteler, 2008). Het betreft hier dus een berekening aan de hand van gegevens van voor 1980 (methode a). Beide methoden komen uit op een potentiële uittrek van 10.000–15.000 ton, wat een streefbeeld oplevert van 4.000–6.000 ton. Deze berekende streefbeelden zijn geëvalueerd door een onafhankelijke deskundigencommissie (Eijsackers *et al*., 2009), die tot de conclusie kwam dat op basis van de kwaliteit van de gebruikte gegevens de onzekerheid omtrent de potentiële schieraalproductie groter was, waardoor het streefbeeld ergens tussen 2.600 en 8.100 ton zou moeten liggen. Verder kwam deze commissie tot de conclusie dat het streefbeeld waarschijnlijk lager zou moeten zijn, omdat bij de berekening van het potentieel aan uittrekkende schieralen geen rekening was gehouden met dichtheidsafhankelijke effecten. In het Nederlandse Aalbeheerplan (Ministerie van LNV, 2009) zijn de bevindingen van de commissie Eijsackers niet meegenomen en is het Nederlandse streefbeeld vastgesteld op 5.200 ton.

Samenvattend zijn de belangrijkste karakteristieken van het Nederlandse streefbeeld:

- Het is gebaseerd op een inschatting van potentiële schieraalproductie aan de hand van vangstgegevens uit de referentieperiode (1948–1953), beschreven door van Drimmelen (1953) en Tesch (1999). Omdat het uitgangspunt van een "pristine" situatie impliceert dat er totaal geen visserij is, wordt de potentiële schieraalproductie berekend op basis van de totale aalvangst (rode aal én schieraal). Immers, alle rode aal, die niet door natuurlijke oorzaken zou sterven, zou in beginsel door kunnen groeien tot schieraal. Vangstgegevens variëren tussen 4 en 25 kg/ha, afhankelijk van het watertype.
- Er wordt een correctiefactor toegepast op de vangstgegevens om te compenseren voor het feit dat niet alle aal ook daadwerkelijk werd gevangen. Bovendien sterft een deel al voor het schieraalstadium, zodat de potentiële schieraaluittrek hoger was dan de feitelijke vangsten in de referentieperioden. Klein Breteler (2008) hanteert hiervoor een factor 2, die door hem als een minimum wordt gezien. Hierdoor komt de geschatte potentiële uittrek van schieraal uit op **8–50 kg/ha**.
- Het areaal aalhabitat omvat de kustwateren en sluit geen wateren uit. Voor het IJsselmeer geldt dat het streefbeeld is berekend aan de hand van het huidige zoete wateroppervlak, alsmede aan de hand van het voormalige, grotere en overwegend zoute oppervlak van de Zuiderzee.
- Voor de berekening van het streefbeeld werd niet gecorrigeerd voor migratiebeperkende kunstwerken, veranderingen in voedselrijkdom van het water, of de uitzet van glas- en pootaal.

Volgens een evaluatie van de aalbeheerplannen van de lidstaten door ICES (2010) is er weinig aan te merken op de werkwijze van Nederland. De opmerkingen van de commissie Eijsackers m.b.t. dichtheidsafhankelijke processen en beperkte draagkracht worden door ICES gerelativeerd en als van minder belang beschouwd.

3.1.2. België

Het Belgische streefbeeld is net zoals het Nederlandse gebaseerd op een **vermenigvuldiging van habitatoppervlak (in ha) met de potentiële schieraalproductie per oppervlakte-eenheid** (in kg/ha). De potentiële aalproductie is echter niet gebaseerd op meetgegevens, maar op een geschatte waarde voor landen grenzend aan de zuidelijke Noordzee van 10 kg/ha (Moriarty & Dekker, 1997). Deze waarde is met ca. 1% verminderd om rekening te houden met predatie door aalscholvers. Het betreft hier dus een eenvoudige vorm van methode c.

Samenvattend zijn de belangrijkste karakteristieken van het Belgische streefbeeld:

- Het is gebaseerd op een uit de literatuur geschatte waarde van schieraalproductie ('yield', d.w.z. vangst) van 10 kg/ha (Moriarty & Dekker, 1997).
- Er wordt geen correctiefactor toegepast om vangstgegevens om te zetten naar potentiële schieraaluittrek. Wel wordt er rekening gehouden met de predatie door aalscholvers, waardoor de potentiële schieraaluittrek wordt geschat op **9.9 kg/ha**.
- Het berekende areaal aalhabitat sluit de kustwateren uit. Verder zijn in Wallonië 30% van de binnenwateren buiten de eerste categorie wateren niet meegenomen. In Vlaanderen is naar schatting 15% van de wateren buiten beschouwing gelaten (de Graaf *et al.*, 2013).

- Voor de berekening van het streefbeeld werd niet gecorrigeerd voor migratiebeperkende kunstwerken, veranderingen in voedselrijkdom van het water, of de uitzet van glas- en pootaal.

3.1.3. Duitsland

Voor Duitsland is voor elk van de negen stroomgebieden een apart streefbeeld berekend. Voor zeven van de negen stroomgebieden is het streefbeeld gebaseerd op een **populatiedynamisch model**, het zogenaamde German Eel Model (GEM en GEM-II) (methode b), dat glasaaldichtheden doorrekent naar schieraalproductie. Voor twee stroomgebieden zijn **visserijgegevens** gebruikt (methode a). Bij beide methoden wordt er een schatting van de **potentiële schieraalproductie per oppervlakte-eenheid (kg/ha) berekend die vervolgens wordt vermenigvuldigd met de oppervlakte aalhabitat (in ha)**.

Samenvattend zijn de belangrijkste karakteristieken van het Duitse streefbeeld:

- Het is grotendeels gebaseerd op een populatiedynamisch model en voor twee van de negen stroomgebieden op vangstgegevens uit 1975–1980.
- Schattingen van de potentiële schieraaluittrek verschilt per stroomgebied. Schattingen variëren van **0.5–16.4 kg/ha**.
- In het berekende areaal aalhabitat worden de kustwateren meegenomen. Kunstmatige, geïsoleerde wateren en wateren ver van de kust waar van nature geen aal zou voorkomen zijn uitgesloten. Het betreft hier 40% (*ca.* 338.000 ha) van alle binnenwateren dat niet wordt meegenomen in de berekening van het streefbeeld.
- Voor de berekening van het streefbeeld werd niet gecorrigeerd voor migratiebeperkende kunstwerken, of voor veranderingen in voedselrijkdom van het water, maar wel voor de uitzet van glas- en pootaal.
- Voor twee stroomgebieden worden vangstgegevens gebruikt om potentiële schieraaluittrek te bepalen. Hierbij wordt geen correctiefactor gebruikt.

3.1.4. Verenigd Koninkrijk

Het Verenigd Koninkrijk heeft verschillende methoden gebruikt in Engeland, Wales, Schotland en Noord-Ierland. In Engeland en Wales is voor elk van de elf stroomgebieden een apart streefbeeld bepaald. Als er **historische gegevens** waren, dan zijn die gebruikt (methode a). Verder is er gebruik gemaakt van een **populatiedynamisch modellen**, het Reference Condition Model (RCM) en het Scenario-based Model of Eel production (SMEP2) (methode b), die beide rode aaldichtheden uit surveys doorrekenen naar schieraalproductie.

In Schotland is een combinatie van twee methoden gebruikt, nl. een schatting van de potentiële productie van schieraal op basis van **surveygegevens** van uittrekkende schieraal in een sterk op de Schotse rivieren gelijkende Ierse rivier (Burrishoole River) (methode c) en schattingen uit een kleine Schotse rivier (methode a).

Voor Noord-Ierland is hier uitgegaan van de situatie in Lough Neagh, waarbij een combinatie van drie methoden is gebruikt: een methode gebaseerd op de **relatie tussen de hoeveelheid uitgezette glas- en pootaal en de vangsten 18 jaar later** (methode b), waarbij de discrepantie tussen voorspelde en gevonden hoeveelheid aal wordt gezien als ‘natuurlijke aanwas’; een methode gebaseerd op **vangstdata uit een periode 18 jaar nadat er geen glasaal werd uitgezet** (methode b) en een methode die vergelijk-

baar is met de Belgische, waarbij wordt uitgegaan van een **potentiële schieraalproductie van 10 kg/ha** (methode c).

Bij alle methoden die in het Verenigd Koninkrijk zijn toegepast wordt er een schatting van de **potentiële schieraalproductie per oppervlakte-eenheid (kg/ha) berekend die vervolgens wordt vermenigvuldigd met de oppervlakte aalhabitat (in ha)**.

Samenvattend zijn de belangrijkste karakteristieken van het Britse streefbeeld:

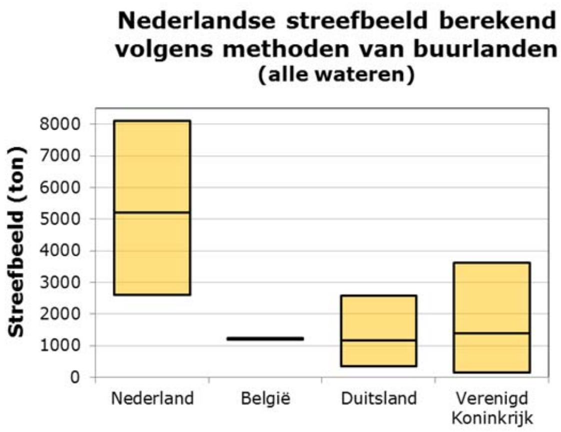
- Voor Engeland en Wales is het gebaseerd op een inschatting van schieraalproductie aan de hand van surveygegevens van rode aal uit de periode 1977–1990 (en incidenteel tot 2012!). Deze waarden variëren tussen **2.26 en 29.9 kg/ha**. Voor Schotland zijn de schattingen gebaseerd op een beperkt aantal surveygegevens uit de periodes 1967–1981 en komen neer op **1.2 kg/ha**. In het Lough Neagh district van Noord-Ierland wordt uitgegaan van de relatie tussen de uitzet van glas- en pootaal en vangstgegevens na 18 jaar en van de literatuurwaarde van **10 kg/ha**.
- Er wordt geen correctiefactor toegepast om surveygegevens van rode aal om te zetten naar potentiële schieraaluittrek.
- Kustwateren worden niet meegenomen in het areaal aalhabitat.
- Voor de berekening van het streefbeeld werd niet gecorrigeerd voor migratiebeperkende kunstwerken, of veranderingen in voedselrijkdom van het water. Alleen voor Lough Neagh in Noord-Ierland is rekening gehouden met de uitzet van glas- en pootaal.

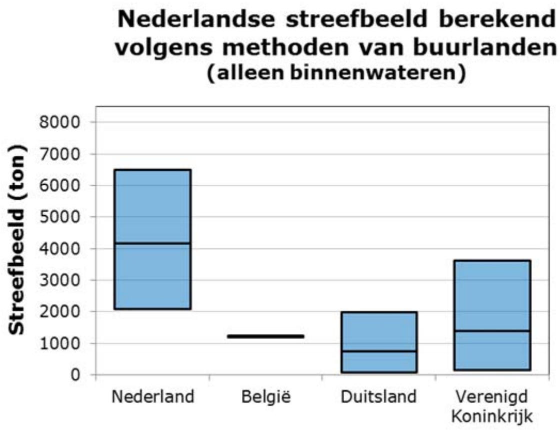
3.1.5. Het Nederlandse streefbeeld volgens de methodiek van de buurlanden

Om na te gaan wat de effecten zijn van de verschillende berekeningsmethodieken, is het Nederlandse streefbeeld herberekend met de door de buurlanden gehanteerde berekeningswijzen. Voor de Belgische methode was dat eenvoudig, omdat hierbij de enkele schatting van de productie per hectare kon worden vermenigvuldigd met het Nederlandse areaal aalhabitat. Voor de Britse en Duitse methoden kon slechts een benadering worden gemaakt, omdat de door die landen gehanteerde modellen niet direct op Nederland kunnen worden toegepast. De reden daarvan is dat de uitgangsgegevens (m.n. glasaaldichtheden) voor deze modellen in Nederland niet voorhanden zijn. In plaats daarvan is gekeken wat de modeluitkomsten voor de schieraalproductie waren in de verschillende stroomgebieden van Duitsland en het Verenigd Koninkrijk. de minimum- en maximumwaarden en de gemiddelde waarden van die modeluitkomsten zijn vervolgens gebruikt om een afgeleid streefbeeld voor Nederland te berekenen. Een overzicht van de schattingen van de potentiële schieraaluittrek in kg/ha is te vinden in Tabel 2. De streefbeelden voor Nederland die daaruit zijn af te leiden zijn te vinden in Figuur 1 (meer details in bijlage 2).

Tabel 2. *$B_{pristine}$ schattingen (in kg/ha). De waarden voor Nederland zijn gebaseerd op Klein Breteler (2008). Schattingen voor de buurlanden zijn gebaseerd op de Graaf* et al. *(2013).*

Watertype	**Oppervlakte (ha)**	**Nederland**			**België**		
		min	max	gem.	min	max	gem.
Sloten en kanalen	67515	20	32	28	9.9	9.9	9.9
Meren	214887	38	50	42	9.9	9.9	9.9
Rivieren	20867	26	72	50	9.9	9.9	9.9
Kustwateren	377673	2	14	8			
Watertype	**Oppervlakte (ha)**	**Duitsland**			**Verenigd Koninkrijk**		
		min	max	gem.	min	max	gem.
Sloten en kanalen	67515	0.5	16.4	6.0	1.3	29.9	11.5
Meren	214887	0.5	16.4	6.0	1.3	29.9	11.5
Rivieren	20867	0.5	16.4	6.4	2.3	29.9	12.5
Kustwateren	377673	1.9	3.8	2.9			





Figuur 1. *Berekening van de streefbeelden voor de Nederlandse schieraaluittrek berekend volgens de Nederlandse methode en de methoden van drie buurlanden. De balken geven de minimum en maximumschatting weer, evenals het gemiddelde. De bandbreedte van Nederland is die uit Eijsackers* et al. *(2009).*

dan voor de door Nederland zelf gehanteerde methode. Alleen de range volgens de Britse methode overlapt met die van Nederland (Figuur 1).

3.2. Aannames bij het bepalen van het streefbeeld voor Nederland

Het Nederlandse streefbeeld valt lager uit als het wordt berekend volgens de methoden van de drie buurlanden. De redenen hiervoor zijn de verschillende berekeningswijzen, maar ook verschillende aannames die worden gemaakt. De motie Bosman *c.s.* gaat er vanuit dat deze aannames onrealistisch zijn en daarmee leiden tot een te hoog streefbeeld. In deze sectie wordt op de verschillende aannames ingegaan.

3.2.1. Referentieperiode

Een belangrijk discussiepunt is de referentieperiode 1948–1953, die voor het Nederlandse streefbeeld wordt gehanteerd. Deze 'vroege' referentieperiode, zou kunnen hebben

geleid tot een overschatting van de oorspronkelijke uittrek van schieraal om de volgende redenen:

- In 1948–1953 was er reeds sprake van eutrofiëring, waardoor de schieraalproductie in die jaren hoger was dan in een werkelijk onaangetaste toestand; d.w.z. $B_{pristine}$ wordt overschat door deze periode te gebruiken.
- In deze periode was de productie in het relatief recent ontstane IJsselmeer veel hoger dan in een onaangetaste situatie.
- In deze periode werd er intensief glas- en pootaal uitgezet, wat resulteerde in grotere producties dan kan worden verwacht in natuurlijke omstandigheden.

Op deze factoren wordt hieronder in meer detail ingegaan. Los daarvan is de volgende redenering van toepassing: in de referentieperiode 1948–1953 waren de omstandigheden voor aal exceptioneel gunstig, waardoor een schatting van de potentiële schieraalproductie, gebaseerd op deze periode eveneens exceptioneel hoog zou zijn. Als de referentieperiode dichter bij 1980 zou worden gekozen, dan zou een schatting van de schieraalproductie lager uitvallen. Dit is theoretisch zeker mogelijk en de commissie heeft daarom ook gezocht naar (voldoende en geschikte) gegevens in andere periodes dichterbij 1980. Helaas zijn er slechts beperkte gegevens beschikbaar uit een periode vlak voor 1980. Het is wel mogelijk om, gebaseerd op beperkte visserijgegevens van aal in Nederland te evalueren hoe de bestanden van aal zich hebben ontwikkeld tijdens en na de referentieperiode. Het is van belang om vast te stellen dat het hier niet gaat om vangstgegevens alleen, maar om gegevens die een indicatie geven van de vangst per eenheid van inspanning (‘catch per unit of effort’: CPUE), die als een maat van de relatieve biomassa kan worden beschouwd. In vier van de vijf onderzochte visserijen neemt de vangst per eenheid van inspanning toe na 1953. Slechts in een geval neemt de vangst af, na aanvankelijk (1954–1960) nog gestegen te zijn (Figuur 2 en, voor meer detail, bijlage 3). **De analyse is beperkt, maar geeft wel aan dat de suggestie dat de aalbiomassa in de referentieperiode exceptioneel hoog was niet erg hard gemaakt kan worden.**

Een verdere reden om een referentieperiode vóór 1970 te nemen is dat de aanlandingsgegevens na 1970 minder betrouwbaar worden, waardoor uitspraken over de potentiële aalproductie op basis van vangsten voor deze periode in feite onmogelijk worden. Het opschalen van de periode 1948-1952 naar 1945-1969, leidt op basis van de beschikbare data overigens niet tot een ander niveau van vangsten en schieraalproductie (bijlage 6: beschouwing over de aal, aalvisserij en het IJsselmeer – periode 1932-1980).

3.2.2. Areaal

Nederland heeft geen wateren uitgesloten als aalhabitat en neemt ook de kustwateren mee in zijn Aalbeheerplan. De buurlanden hebben wel in meerdere of mindere mate wateren uitgesloten (Duitsland zelfs 40% van zijn binnenwateren), wat zijn weerslag heeft in de totaal berekende potentiële schieraaluittrek, maar niet in de bepaling van de potentiële schieraaluittrek uitgedrukt in kg/ha. In Nederland zijn m.n. twee discussies m.b.t. het areaal van belang, die over het IJsselmeer en die over geïsoleerde polderwateren.

IJsselmeer. Deze discussie gaat met name over de vraag of we de oude Zuiderzee, of het huidige IJsselmeer als referentie moeten nemen, die zowel in oppervlakte als in productiviteit verschillen. Sommigen beweren dat de productiviteit in de zoute Zuiderzee lager was dan in het zoete IJsselmeer (zie o.a. de beschouwing van Grimm & Klinge in Eijsackers *et al.*, 2009; bijlage 8), maar andere onderzoekers beweren dat dergelijke

kustwatersystemen juist veel productiever zijn. Een ander argument is dat juist het productiefste deel van het IJsselmeer is ingepolderd, waardoor het overblijvende (huidige) deel een lagere schieraalproductie zou hebben. Ten slotte is er een discussie over de effecten van de overgang, na 1932, van een zoute Zuiderzee naar een zoet IJsselmeer, die zeer gunstig zou zijn geweest voor aal, m.n. door het gebrek aan voedselconcurrenten. Deze overgangsperiode zou tot in de gehanteerde referentieperiode van 1948–1953 hebben doorgewerkt. Alhoewel sommige argumenten tegenstrijdig zijn, zouden ze i.h.a. steekhoudend kunnen zijn. Schattingen voor de $B_{pristine}$ van het IJsselmeer lopen uiteen van 1092 ton (Grimm & Klinge, bijlage 8, uitgaande van 6 kg/ha/jaar) tot 3822 ton (Klein Breteler, 2008, uitgaande van een zoet IJsselmeer; voor een zoute Zuiderzee berekent hij 1308 ton). Schattingen van Dekker (3080 ton; Dekker 2008) en Quak (2665-3750 ton; bijlage 6) liggen binnen die bandbreedte. Helaas is het, door beperkte gegevens, onmogelijk met enige zekerheid vast te stellen welke van deze waarden de juiste is.

Geïsoleerde polderwateren. Veel Nederlandse wateren zijn door kunstmatige barrières niet meer toegankelijk voor de natuurlijke intrek van glasaal. In het Nederlandse streefbeeld worden deze wateren wel tot het areaal aalhabitat gerekend, omdat er vanuit wordt gegaan dat in de pristine toestand deze wateren wel bereikbaar zijn geweest. Het is onbekend welk deel van de Nederlandse wateren onbereikbaar is. Als wordt besloten dergelijke wateren niet als habitat te beschouwen heeft dat tot gevolg dat de berekende $B_{pristine}$ en daarmee het streefbeeld evenredig afneemt. Om dit te illustreren kan een hypothetisch voorbeeld worden genomen, waarin 50% van de sloten, kanalen en meren (m.u.v. het IJsselmeer) wordt uitgesloten als aalhabitat. Dit betreft *ca.* 50.000 ha. Bij een gemiddelde $B_{pristine}$ van 32 kg/ha leidt dit tot een afname van het streefbeeld van 40% van 50.000 ha x 32 kg/ha = 650 ton.

3.2.3. Voedselrijkdom

Het Nederlandse aalbeheerplan verdisconteert de effecten van veranderingen in de voedselrijkdom van het water niet. De plannen van de buurlanden doen dat overigens ook niet. Het argument waarover wordt gediscussieerd is of een toenemende waterkwaliteit (d.w.z. een afname in de voedselrijkdom) zal leiden tot een lagere productie van aal. In beginsel zal een afname van voedselrijkdom leiden tot een afname van de biologische productie. Dit is echter geen rechtlijnig verband. Een zeer hoge voedselrijkdom van het water (eutrofiëring) leidt weliswaar tot een grote productie aan de basis van de voedselketen (m.n. algen), maar dit betekent niet betekent dat deze productie uiteindelijk als oogstbare vis beschikbaar komt. Bij zeer hoge voedselrijkdom van het water kan er zelfs minder geschikt voedsel voor vis beschikbaar komen dan in wat armere systemen.

Er is over het algemeen een positief verband tussen voedselrijkdom en visproductie, maar er is veel variatie in die verbanden, zoals aangetoond in Eijsackers *et al.*, 2009; zie ook bijlage 4). De reden daarvoor is dat niet alleen de kwantiteit van de biologische productie van belang is, maar ook de kwaliteit. Zo heeft de huidige lagere voedselrijkdom van het Nederlandse oppervlaktewater inderdaad geleid tot een lagere algenproductie, maar de hoeveelheid waterplanten en grotere prooidieren is toegenomen. Het is zelfs mogelijk dat de aalproductie daar eerder van geprofiteerd heeft, dan dat ze erdoor is afgenomen. M.a.w. het is wel mogelijk om iets te zeggen over de algemene relaties tussen voedselrijkdom en visproductie, maar het is niet mogelijk om met enige precisie te voorspellen wat de relatie tussen voedselrijkdom en de productie van aal is. Volgens Eijsackers *et al.* (2009; bijlage 4) is het zelfs bij een concentratie voedingsstoffen in het water

die voldoet aan de eisen van de Kaderrichtlijn Water mogelijk om het huidige streefbeeld voor aal te verwezenlijken. Een alternatieve beschouwing over voedselrijkdom en aalstand in het IJsselmeer is te vinden in Grimm & Klinge (bijlage 8).

M.a.w. in beginsel is het zo dat als in de pristine toestand de voedselrijkdom van het water lager was dan in de referentieperiode de totale aalproductie lager zou kunnen zijn. Of de aalproductie daadwerkelijk lager zou zijn en hoeveel lager is onmogelijk om vast te stellen.

3.2.4. Migratiebeperkingen

In alle bestudeerde aalbeheerplannen zijn wateren stroomopwaarts van migratiebeperkende kunstwerken meegenomen als potentieel aalhabitat. Dit lijkt redelijk als er vanuit wordt gegaan dat het doel is om de natuurlijke potentiële schieraaluittrek te bepalen en van oudsher (vrijwel) alle Nederlandse wateren voor aal bereikbaar zijn geweest. Zoals eerder in de tekst aangegeven onder 'Areaal' bestaan grote delen van Nederland al erg lang uit polders bestaan die moeilijk of niet voor jonge aal te bereiken of voor schieraal uittrekbaar zijn. Er zijn geen wetenschappelijke argumenten te geven of deze polders wel of niet moeten worden meegenomen in het vaststellen van het streefbeeld. Dat is een beleidskeuze.

3.2.5. Uitzet van glas- en pootaal

Nederland heeft zijn streefbeeld niet gecorrigeerd voor de uitzet van glas- en pootaal. Van de buurlanden heeft Duitsland dit wel gedaan, evenals Noord-Ierland. Beide landen hebben alleen de natuurlijk intrekkende glasaal meegenomen in de bepaling van het streefbeeld. Hierdoor is het streefbeeld van Duitsland en Noord-Ierland lager dan als er niet verdisconteerd zou worden voor uitzet. Ook het Nederlandse streefbeeld zou lager uitkomen als rekening zou worden gehouden met de uitzet van glas- en pootaal.

Er zijn argumenten te geven om niet te verdisconteren voor de uitzet van glas- en pootaal, als ervan wordt uitgegaan dat de uitzet primair een compenserende maatregel was. Hierbij werd alleen in geschikt aalhabitat (tevens visserijcomplexen) dat door migratiebeperking niet meer door natuurlijke intrek te bereiken was, glas- en pootaal uitgezet. Dat betekent dus dat deze uitzet compenseerde om de potentiële aalproductie te realiseren, niet om die kunstmatig te verhogen. Zeker als de glas- en pootaal uit Nederland zelf afkomstig was, lijkt dit een geldig argument (zie bijlage 7).

Daar staat tegenover dat in het verleden ook glas- en pootaal uit andere Europese landen werd uitgezet. Bovendien kunnen vissers, door gericht beheer in m.n. polderwateren, de productie van aal stimuleren tot waarden die hoger zijn dan onder natuurlijke omstandigheden zou worden bereikt. Dit laatste is een argument om te compenseren voor glas- en pootaal. In de Quick Scan (de Graaf *et al.*, 2013) wordt met een rekenvoorbeeld getracht te reconstrueren wat het streefbeeld zou kunnen zijn als een deel van de productie aan uitzet van glasaal wordt toegeschreven. Uit dit voorbeeld komt een maximale verlaging van het streefbeeld met 1.360 ton tot 3.840 ton schieraal. Een nadere beschouwing door commissielid Jaap Quak (bijlage 7) geeft ook een verlaging van het streefbeeld aan, naar ca. 4.500 ton). Er wordt hierbij opgemerkt dat beide verlaagde streefbeelden nog steeds liggen in de door Eijsackers *et al.* (2009) gehanteerde range van 2.600–8.100 ton.

3.2.6. *De relatie tussen vangsten en schieraaluittrek: ‘de factor 2’*

Een van de belangrijkste aannames en discussiepunten m.b.t. het Nederlandse streefbeeld is de relatie tussen aalvangsten en de grootte van de potentiële schieraaluittrek. Klein Breteler (2008) stelt dat om een schatting te maken van de potentiële schieraaluittrek de totale vangsten met een factor 2 moeten worden vermenigvuldigd om rekening te houden met: “*...een deel van de aal aan de visserij ontsnapte en dat een ander deel van de aal niet de gelegenheid kreeg om tot schieraal op te groeien doordat deze als rode aal gevangen werd...*”. Klein Breteler beschouwt de factor 2 als een conservatieve schatting die gemakkelijk hoger zou kunnen liggen. In België en Noord-Ierland wordt een dergelijke factor niet gebruikt en wordt de potentiële schieraaluittrek gelijk gesteld met de vangsten, m.a.w. heir wordt een factor 1 gebruikt. Andere landen gebruiken weer andere factoren. Volgens de QuickScan hanteert Frankrijk een factor 2.7. Het Deense aalbeheerplan gebruikt een waarde van 2, gebaseerd op een visserijmortaliteit van F=0.5 per jaar. De andere landen in de beschouwing hanteren een dergelijke correctiefactor niet.

De waarde van de gehanteerde factor heeft een groot effect op de bepaling van het streefbeeld. Als de Nederlandse factor geen 2, maar 1 zou zijn, dan zou het streefbeeld halveren. De vraag is dan ook: wat is de juiste factor om te hanteren? In een modelbenadering van commissielid Jaap van der Meer (bijlage 5) wordt aangetoond dat er niet één bepaalde waarde van de ‘factor’ is aan te wijzen, maar dat die sterk afhankelijk is van uitgangspunten m.b.t. natuurlijke mortaliteit, visserijmortaliteit, de groeisnelheid van aal en de verhouding mannetjes-vrouwtjes. De factor 2 ligt binnen de biologische mogelijkheden. In de Nederlandse situatie zal deze meestal variëren tussen 1.6 en 1.8, maar deze kan variëren van minder dan 1 tot meer dan 3.

3.3. Kwaliteit van de Nederlandse streefbeeldbepaling

Zowel de analyse van deze commissie, als de studie van de commissie Eijsackers (Eijsackers *et al.*, 2009) en de evaluatie door ICES (ICES, 2010) geven aan dat het Nederlandse streefbeeld voor schieraalproductie van goede kwaliteit is in de zin dat het op een, volgens de aalverordening juiste wijze, is berekend. ICES (2010) geeft aan dat de streefbeelden van Duitsland, België en het Verenigd Koninkrijk waarschijnlijk onderschattingen zijn. Dat wil niet zeggen dat het Nederlandse streefbeeld in beginsel niet verbeterd zou kunnen worden, want de Nederlandse bepaling van de potentiële schieraaluittrek geeft een vrij grote bandbreedte aan die veroorzaakt wordt door beperkingen in de beschikbare gegevens en biologische onzekerheden. Deze onzekerheden kunnen, op basis van de huidige biologische informatie, niet voldoende weggewerkt worden om tot een preciezer en betrouwbaar streefbeeld te komen. Een eventuele aanpassing van het streefbeeld zal dan ook op andere (niet biologische) gronden moeten worden beargumenteerd.

3.4. Redenen voor een aangepast streefbeeld?

In het voorafgaande is beredeneerd dat op basis van objectieve biologische argumenten het niet mogelijk is om een preciezer en betrouwbaarder Nederlands streefbeeld voor de uittrek van schieraal te bepalen. De bandbreedte waarbinnen de potentiële uittrek van schieraal zich bevindt blijft onveranderd (tussen de 5.200 en 16.250 ton voor de binnenwateren, met een bijbehorend streefbeeld van 2.080–6.600 ton). Waar in die bandbreedte het streefbeeld wordt vastgesteld is afhankelijk van keuzes die te maken hebben met onderliggende aannames (welke wateren wel of niet worden meegenomen, of er (deels)

gecompenseerd wordt voor glas- en pootaal, *etc.*). Die keuzes zullen verschillend uitvallen afhankelijk van het doel dat wordt nagestreefd:

1. **Aal centraal**. Als het doel is om een zo groot mogelijke kans te hebben dat de populatie van de Europese aal herstelt, dan ligt het voor de hand om, uitgaande van het voorzorgsprincipe, iedere vorm van additionele, antropogene mortaliteit van aal te vermijden en het streefbeeld hoog binnen de bandbreedte te kiezen (bijvoorbeeld de hoogte van het huidige streefbeeld of zelfs hoger).
2. **Gelijk speelveld centraal**. Als het doel is om een zo gelijk mogelijk speelveld met de overige Europese landen te verkrijgen, dan zou in dit geval het streefbeeld lager in de bandbreedte moeten worden gezocht. De omrekeningsfactor 2 die nu wordt gehanteerd zou omlaag kunnen worden gebracht. Ook zou de verdiscontering voor glas- en pootaal ingebracht kunnen worden, waardoor het streefbeeld naar beneden kan worden bijgesteld. Tevens zou het uitsluiten van een deel van het areaal als habitat kunnen worden overwogen. Een voorstel voor een dergelijke pragmatische benadering is te vinden in bijlage 9.
3. **Duurzame exploitatie centraal**. Duurzame exploitatie is niet mogelijk door alle additionele mortaliteit uit te sluiten, want visserij moet dan mogelijk blijven. Het ligt dan niet voor de hand de hoogste streefbeeldbepaling aan te houden, maar om het streefbeeld lager in de bandbreedte te zoeken. Er moet dan wel nader worden gedefinieerd wat onder duurzame exploitatie wordt verstaan. Dit zou in samenspraak met de belanghebbenden moeten worden bepaald.

Welk streefbeeld uiteindelijk gekozen wordt is een beleidskeuze. Een keuze voor een bepaald doel houdt automatisch in dat andere doelen niet optimaal kunnen worden bereikt.

4. Conclusies

- De oorzaak van de verschillen tussen het Nederlandse streefbeeld en de streefbeelden van de drie buurlanden is het gevolg van een verschil in de schattingen van (1) de potentiële schieraaluitrek per hectare en (2) de oppervlakte aan wateren die als aalhabitat wordt meegenomen in de berekeningen. Nederland sluit in beginsel geen wateren uit, wat leidt tot een groot areaal aalhabitat en daarmee een hoger streefbeeld.
- De schattingen van de potentiële schieraaluittrek per hectare wordt in Nederland hoger ingeschat dan in de buurlanden. Dit is het gevolg van (1) verschillende benaderingswijzen bij het berekenen van het streefbeeld, (2) verschillen in de aannamen over bijvoorbeeld (a) het verband tussen vangst en potentiële schieraaluittrek; (b) het effect van glas- en pootaaluitzet op de productie en (3) de keuze van de referentieperiode.
- Als het Nederlandse streefbeeld wordt berekend volgens de methoden van de drie buurlanden (voor Duitsland en het Verenigd Koninkrijk is slechts een benadering mogelijk), dan komt het Nederlandse streefbeeld lager uit.
- Nederland heeft haar streefbeeld volgens de richtlijnen van de Aalverordening correct opgesteld.
- De conclusie dat de referentieperiode 1948–1953 exceptioneel gunstig was voor aal en dat daardoor het streefbeeld onevenredig hoog is ten opzichte van de buurlanden kan niet op basis van de beschikbare gegevens worden aangetoond.
- De relatie tussen voedselrijkdom en aalproductie is niet rechtlijnig. Enerzijds zijn er geen wetenschappelijk overtuigende argumenten om te veronderstellen dat in de toekomst bij toegenomen waterkwaliteit de voedselrijkdom van het water beperkend zou zijn om het streefbeeld te bereiken, anderzijds is er geen garantie dat dat ook gebeurt.
- De keuze om bepaalde arealen als aalhabitat uit te sluiten, zoals hooggelegen rivieren, of geïsoleerde polderwateren, is een beleidskeuze. Nederland heeft dit niet gedaan, de buurlanden wel. Iets dergelijks geldt voor wateren stroomopwaarts van migratiebeperkende kunstwerken: het is een beleidskeuze die wel of niet mee te nemen. In dit geval hebben zowel Nederland als de drie buurlanden besloten stroomopwaartse gebieden wel mee te nemen, zodat er wat dit betreft geen ongelijk speelveld is.
- Het uitzetten van buitenlandse glasaal heeft geleid tot een overschatting van $B_{pristine}$ en daarmee van het streefbeeld. Hoeveel dit is kan niet precies worden vastgesteld, maar het zou tot een verlaging van het streefbeeld kunnen leiden van maximaal 25% (van 5.200 tot 3.840 ton).
- Het is mogelijk een streefbeeld te bepalen op basis van de beschikbare wetenschappelijke kennis, maar dit streefbeeld heeft een beperkte precisie. Het uiteindelijk beeld wordt bepaald door beleidsmatige keuzes.

5. Aanbevelingen

Binnen de grenzen gesteld door het beleid is het mogelijk om op wetenschappelijke gronden tot een streefbeeld te komen. Die wetenschappelijke kennis is echter nog ontoereikend om tot uitspraken te komen die veel preciezer zijn dan eerder geformuleerd door o.a. de commissie Eijsackers. Verdere aanscherping van het streefbeeld is mogelijk door verdergaand biologisch onderzoek te verrichten aan de aal, haar populatiedynamica en haar status in Nederland.

Dat betekent dat de huidige bepaling van het streefbeeld niet alleen op basis van wetenschappelijke argumenten plaats kan vinden, maar dat er beleidskeuzes zullen moeten worden gemaakt. Dat is het domein van de politiek, niet van de wetenschap. Die beleidskeuzes hebben m.n. betrekking op het beoogde doel van beleid: wat staat centraal? Gaat het met name om het gelijke speelveld, om het aalherstel, of om duurzame exploitatie.

Gebaseerd op het gekozen doel kan er een keuze gemaakt worden om bepaalde normatieve aannames te maken, zoals het al dan niet opnemen van geïsoleerde polderwateren als aalhabitat, of het al dan niet verdisconteren van glasaaluitzet. Op basis van die aannames is het mogelijk binnen de aangereikte bandbreedte van mogelijke streefbeelden een hoger of lager streefbeeld te kiezen. Het moet echter wel duidelijk worden gesteld dat het niet mogelijk is om alle doelen tegelijkertijd optimaal te bereiken.

Keuzes zullen verschillend uitvallen afhankelijk van het doel dat wordt nagestreefd. Als voorbeeld worden drie ‘scenario’s’ voorgesteld:

1. **Aal centraal**. Als het doel is om een zo groot mogelijke kans te hebben dat de populatie van de Europese aal herstelt, dan ligt het voor de hand om, uitgaande van het voorzorgsprincipe, iedere vorm van additionele, antropogene mortaliteit van aal te vermijden en het streefbeeld hoog binnen de bandbreedte te kiezen (bijvoorbeeld de hoogte van het huidige streefbeeld of zelfs hoger).
2. **Gelijk speelveld centraal**. Als het doel is om een zo gelijk mogelijk speelveld met de overige Europese landen te verkrijgen, dan zou in dit geval het streefbeeld lager in de bandbreedte moeten worden gezocht. De omrekeningsfactor 2 die nu wordt gehanteerd zou omlaag kunnen worden gebracht. Ook zou de verdisconteering voor glas- en pootaal ingebracht kunnen worden, waardoor het streefbeeld naar beneden kan worden bijgesteld. Tevens zou het uitsluiten van een deel van het areaal als habitat kunnen worden overwogen Een voorstel voor een dergelijke pragmatische benadering is te vinden in bijlage 9.
4. **Duurzame exploitatie centraal**. Duurzame exploitatie is niet mogelijk door alle additionele mortaliteit uit te sluiten, want visserij moet dan mogelijk blijven. Het ligt dan niet voor de hand de hoogste streefbeeldbepaling aan te houden, maar om het streefbeeld lager in de bandbreedte te zoeken. Er moet dan wel nader worden gedefinieerd wat onder duurzame exploitatie wordt verstaan. Dit zou in samenspraak met de belanghebbenden moeten worden bepaald.

Het voorgaande toont nog eens scherp aan dat het nodig is om binnen Europees verband aan te dringen op een eenduidiger manier om de streefbeelden te bepalen. Alleen op deze wijze kan worden voorkomen dat verschillende lidstaten verschillende aannames maken die een gelijk speelveld verhinderen.

6. Bronnen

de Graaf, M., van der Sluis, M.T. & van der Waal. A.G. (2013) Quick Scan Streefbeeld Aal. IMARES Rapport C144/13. IMARES Wageningen UR, 40 pp.

Dekker, W., Deerenberg, C. & Jansen,H. (2008). Duurzaam beheer van de aal in Nederland: onderbouwing van een beheersplan. IMARES-report 2008-CO41/08. 99 pp.

European Council (2007) Council Regulation (EC) No. 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. Official Journal of the European Union 248:17-23.

Eijsackers, H., Nagelkerke, L.A.J., van der Meer, J., Klinge, M. & van Dijk, J. (2009) Streefbeeld Aal. Een deskundigenoordeel. Een advies op verzoek van de minister van LNV:17 p + 18 bijlagen.

ICES (2010) Review Service: Evaluation of Eel Management Plans. Annex of the Report of the ICES Advisory Committee 2010, Book 11, Technical Services.

Klein Breteler, J.G.P. (2008). Herstel van de Aalstand II. Bouwen aan een beheerplan. Het streefbeeld, de huidige uittrek, een nadere verkenning van de mogelijke maatregelen en een protocol voor het uitzetten van aal. VIVION BV, Utrecht. Projectnummer VIVION 08.002a, 118 p.

Ministerie van LNV (2009) The Netherlands Eel Management Plan. Ministry of Economic Affairs, pp. 62.

Moriarty, C. & Dekker, W., (1997). Management of the European eel (Beheer van de Europese paling). Fisheries Bulletin (Dublin) 15, 1997, 110 p.

Tesch, F.W. (1999) Der Aal. 3., neubearbeite Auflage. , Verlag Paul Parey, Berlin.

Van Drimmelen, D.E. (1953) Opbrengsten van het viswater bij de Binnenvisserij. Visserij-Nieuws 6(8): 114-117.

Bijlagen

Bijlage 1: Motie Bosman *c.s.*

Bijlage 2: Analyse $B_{pristine}$ volgens de methoden van drie buurlanden.

Bijlage 3: Analyse van de referentieperiode voor het streefbeeld.

Bijlage 4: Verbanden tussen nutriënten en aalbiomassa en –productie. aangepaste versie van een bijlage die eerder gepubliceerd is in Eijsackers *et al.* (2009).

Bijlage 5: De verbanden tussen vangst en uittrek.

Bijlage 6: beschouwing over de aal, aalvisserij en het IJsselmeer – periode 1932-1980.

Bijlage 7: Uitzetten van glas- en pootaal en mogelijke invloed op het streefbeeld aal.

Bijlage 8: Een rekenvoorbeeld met betrekking tot het verloop van de aalproductie en oogst in het IJsselmeer.

Bijlage 9: Een pragmatische benadering voor het streefbeeld.

Bijlage 1

Motie Bosman *c.s.*

Tweede Kamer der Staten-Generaal

2

Vergaderjaar 2012–2013

32 201 Herziening van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid

Nr. 54 MOTIE VAN HET LID BOSMAN C.S.

Voorgesteld 21 maart 2013

De Kamer,

gehoord de beraadslaging,

constaterende dat het Nederlandse streefbeeld is gebaseerd op de aalstand in de jaren vijftig van de vorige eeuw toen er sprake was van een groter palingbestand, juist door menselijk handelen;

constaterende dat het Nederlandse streefbeeld door de onjuiste referentieperiode drie maal hoger ligt dan de streefbeelden van de buurlanden Duitsland, België en het Verenigd Koninkrijk;

overwegende dat de leefomstandigheden voor aal in de Nederlandse binnenwateren sinds die tijd aanzienlijk zijn verslechterd door afnemende voedselrijkdom van het oppervlaktewater, de komst van onomkeerbaar migratiebeperkende kunstwerken en het wegvallen van de destijds massale uitzet van goedkope glasaal en pootaal;

overwegende dat het niet verdisconteren van genoemde factoren een vertekend beeld geeft van de potentieel te realiseren uittrek van schieraal;

verzoekt de regering, voor het zomerreces een herberekening van het streefbeeld uit te laten voeren, waarbij aangesloten wordt op de rekenmethodiek van de genoemde lidstaten en waarbij rekening gehouden wordt met de genoemde factoren, zodat op korte termijn weer sprake is van een realistisch streefbeeld;

verzoekt de regering tevens, via onder meer de Visserijraad, op Europees niveau kenbaar te maken dat het ontbreken van richtlijnen voor berekening van het streefbeeld verstorend werkt op het realiseren van een gelijk speelveld tussen de lidstaten,

kst-32201-54
ISSN 0921 - 7371
's-Gravenhage 2013

en gaat over tot de orde van de dag.

Bosman
Dijkgraaf
Geurts

Bijlage 2

Analyse $B_{pristine}$ volgens de methoden van drie buurlanden

AAN
Commissieleden 'Streefbeeld Aal'

VAN
Dr Ir Leo A.J. Nagelkerke

6 september 2013

Analyse $B_{pristine}$ volgens de methoden van drie buurlanden

1. Werkwijze

De $B_{pristine}$ voor Nederland is herberekend m.b.v. de methodieken die door de buurlanden zijn gebruikt. De gegevens zijn grotendeels afkomstig uit de QuickScan van Imares.

- Voor de verschillende watertypen is de $B_{pristine}$ vastgesteld in kg/ha. Aangezien er voor elk land meerdere schattingen per watertype waren (per stroomgebied van de grote rivieren) dan is de minimum-en maximumwaarde gebruikt, evenals het rekenkundig gemiddelde en het gemiddelde gewogen voor de relatieve grootte per stroomgebied.
- De voor de buurlanden berekende $B_{pristine}$ waarden in kg/ha zijn vervolgens vermenigvuldigd met de oppervlaktes van de Nederlandse wateren van dezelfde typen.
- Voor de Belgische methode werden waarden uit de literatuur gebruikt die dicht bij 10 kg/ha liggen.
- Voor de Duitse en Britse methoden werden waarden gebruikt die uit de daar gebruikte modellen kwamen. Het is niet zeker dat deze modellen voor de Nederlandse situatie precies deze waarden zouden opleveren. De invoergegevens voor het Duitse model (glasaalbestanden) zijn voor Nederland niet bekend, dus dit model zou niet eens kunnen worden gedraaid. Hetzelfde geldt waarschijnlijk voor het Britse model dat gebaseerd is op monitoringsgegevens die in Nederland ook niet aanwezig zijn. M.a.w. er is voor een heel pragmatische aanpak gekozen, waarbij de aanname is gemaakt dat de resulterende $B_{pristine}$ waarden uit de Britse en Duitse modellen, uitgedrukt in kg/ha ook een redelijke schatting voor de Nederlandse situatie kunnen zijn.
- Als uitbreiding is gekeken naar de relatie tussen de waarden van $B_{pristine}$ in kg/ha, zoals die wordt gehanteerd in de buurlanden in relatie tot meetgegevens (schattingen van vangsten en/of biomassa). In Nederland is de berekening van $B_{pristine}$ sterk gebaseerd op vangstgegevens, terwijl in Duitsland en het Verenigd Koninkrijk die nauwelijks een rol spelen.

2. Resultaten en discussie

De resultaten van de berekeningen van de streefbeelden volgens de methoden van de buurlanden zijn te vinden in Tabel 1 en in Figuur 1. De $B_{pristine}$ volgens de Nederlandse methode is hoger dan de volgens de andere methoden, hoewel er overlap is tussen de maximale schatting volgens de Britse methode en de minimumwaarden van de Nederlandse methode. Dit effect is sterker als de kustwateren buiten beschouwing worden gelaten.
Wat zijn de redenen dat de berekeningen zo uitvallen:

- In de Belgische methode wordt met een waarde van 10 kg/ha gerekend, die grofweg nog met 1% wordt verlaagd om rekening te houden met aalscholverpredatie. De genoemde literatuurwaarde is echter een visserijopbrengst-waarde. In het VIVION-rapport dat aan de basis van het oorspronkelijke Nederlandse streefbeeld lag wordt de waarde van de visserijopbrengst met twee vermenigvuldigd om rekening te houden met het deel van de populatie dat niet wordt gevangen. Dat is hier niet gebeurd. Bovendien neemt de Belgische methode kustwateren

niet mee. M.a.w. als de Belgische methode de Nederlandse correctiefactor van 2 zou meenemen dan komt de $B_{pristine}$ uit op ca. 6000 ton voor de binnenwateren, binnen de range van de Nederlandse methode.

- Als we de schattingen van de Duitse methode extrapoleren naar de Nederlandse situatie komt de $B_{pristine}$ veel lager uit. De volgende redenen kunnen daaraan ten grondslag liggen:
  - De referentieperiode voor Duitsland is 1975-1980, later dan de Nederlandse referentie
  - In de Duitse methode worden alleen de natuurlijke intrekkende glasalen meegenomen in de berekeningen. Uitgezette glas- en pootaal wordt dus buiten de berekening gehouden. Bij alle andere landen wordt in de berekeningen van $B_{pristine}$ deze uitzet buiten beschouwing gelaten.
- De Britse methode levert getallen op die lager zijn dan de Nederlandse, maar er wel mee overlappen. Dit ondanks het feit dat de referentieperiode die de Britten hanteerden later is dan in de Aalverordening omschreven (1977-1990, met een uitschieter naar 2012). Ook nemen de Britten de kustwateren niet mee in hun berekeningen.

De relatie tussen aalbestanden zoals die zijn geschat uit vangsten en/of biomassa-monitoring en de berekende $B_{pristine}$ is totaal anders in Nederland dan in Duitsland en het verenigd Koninkrijk. In Nederland is $B_{pristine}$ in alle gevallen hoger dan de geschatte bestanden, terwijl $B_{pristine}$ in Duitsland bijna altijd en in het Verenigd Koninkrijk altijd (veel) lager is dan de bestaande vangst- en/of biomassa-schattingen.

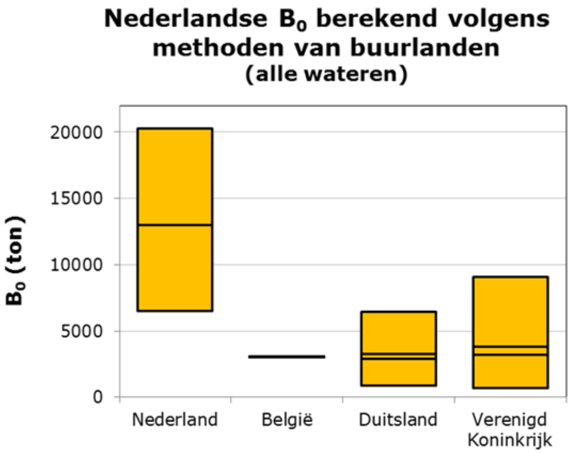
3. Conclusie

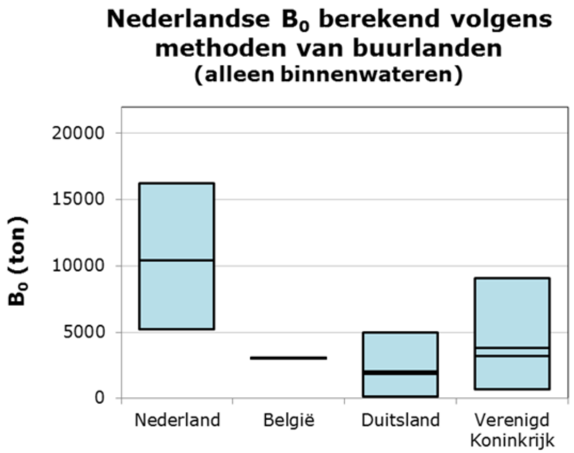
Nederland en de buurlanden berekenen hun streefbeeld op totaal verschillende methoden. Als de Nederlandse $B_{pristine}$ wordt berekend met de 'buitenlandse' methoden, dan valt deze waarde steeds lager uit, hoewel de Britse waarden met de Nederlandse overlappen. Verschillen in methodiek en aannames verklaren deze verschillen. Er zijn geen objectieve criteria om de ene methode als beter te betitelen dan de andere.

Als we de relatie tussen aalbestanden zoals die zijn geschat uit vangsten en/of biomassamonitoring en de berekende $B_{pristine}$ beschouwen, dan blijkt dat de werkelijke vangsten of gemeten biomassa's bijna altijd veel hoger zijn dat de $B_{pristine}$. De reden hiervoor zou kunnen zijn dat de Britse en Duitse methoden bijna uitsluitend op populatie-dynamische modellen zijn gebaseerd. Dit roept vragen op over de realiteitswaarde van deze modellen.

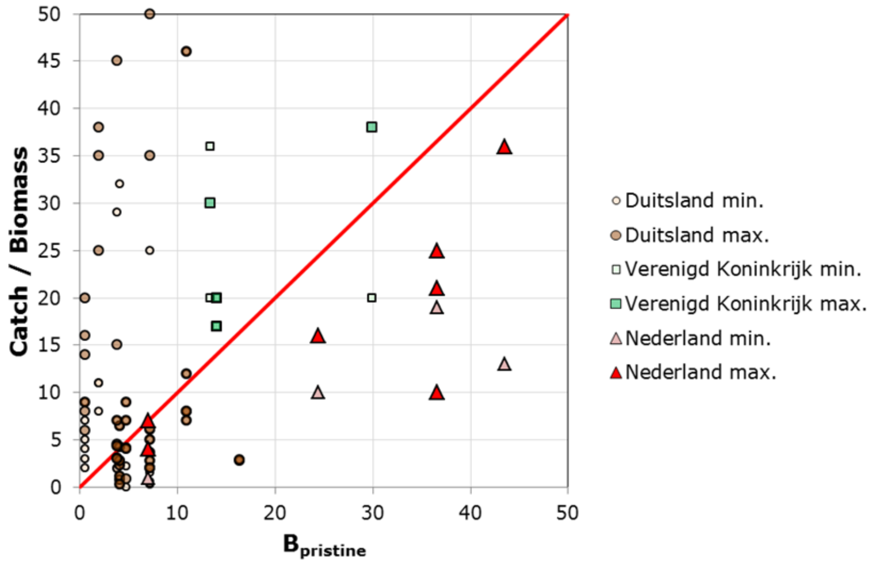
Tabel 1. $B_{pristine}$ berekeningen voor Nederland volgens de methodiek van drie buurlanden (waarden in ton)

Watertype	**Oppervlakte (ha)**	**België**				**Duitsland**				**Verenigd Koninkrijk**			
		min	max	gem.	areaal gewogen gem.	min	max	gem.	areaal gewogen gem.	min	max	gem.	areaal gewogen gem.
Sloten en kanalen	67515	667	670	669	670	34	1107	407	455	153	2018	844	717
Meren	214887	2123	2134	2128	2133	107	3524	1294	1450	486	6423	2687	2281
Rivieren	20867	206	207	207	207	10	342	126	141	47	624	261	222
Kustwateren	377673	0	0	0	0	718	1435	1076	1217	0	0	0	0
Totaal binnen-water	**303269**	**2996**	**3011**	**3004**	**3010**	**152**	**4974**	**1826**	**2046**	**685**	**9065**	**3793**	**3220**
Totaal (incl. kustwateren)	**680942**	**2996**	**3011**	**3004**	**3010**	**869**	**6409**	**2903**	**3263**	**685**	**9065**	**3793**	**3220**

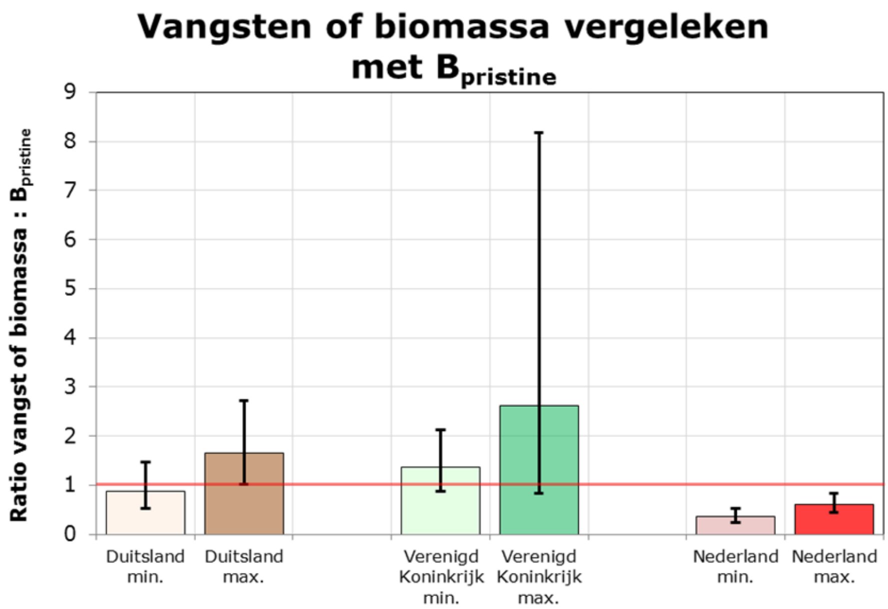




Figuur 1. $B_{pristine}$ berekend volgens de methodieken van drie buurlanden. Links worden alle wateren meegenomen, rechts alleen de binnenwateren, zonder de kustwateren. De minimum- en maximumwaarden worden weergegeven door de onder- en bovenkant van de balken. De horizontale lijnen in de balken geven het rekenkundige en naar areaal gewogen gemiddelde weer



Figuur 2. Schattingen van biomassa of vangsten (kg/ha) en de bijbehorende berekende $B_{pristine}$ voor Duitsland, Verenigd Koninkrijk en Nederland in een aantal wateren. Gegevens uit Tesch (1999). Gegevens voor Nederland volgen van Drimmelen (1953). Zowel minimum- als maximumschattingen zijn gegeven. De rode lijn geeft weer dat de schattingen en berekende waarden gelijk zijn. Datapunten boven de rode lijn geven aan dat de geschatte waarden uit vangsten of monitoring hoger zijn dat de berekende $B_{pristine}$, punten onder de lijn geven weer dat de $B_{pristine}$ hoger is dan de waarden uit de vangsten of monitoring van biomassa.



Figuur 3. De gemiddelde ratio tussen aalvangst of –biomassa en de berekende $B_{pristine}$ voor Duitsland, Verenigd Koninkrijk en Nederland. De minimum- en maximumschattingen zijn apart weergegeven eveneens als het 95%-betrouwbaarheidsinterval. De waarde '1' geeft weer dat de schattingen en berekende $B_{pristine}$ gelijk zijn. Waarden boven 1 geven aan dat de geschatte vangsten en/of biomassa hoger zijn dan de $B_{pristine}$; waarden lager dan 1 geven aan dat de berekende $B_{pristine}$ hoger is dan de geschatte vangst en/of biomassa.

Bijlage 3

Analyse van de referentieperiode voor het streefbeeld

AAN
Commissieleden 'Streefbeeld Aal'

VAN
Dr Ir Leo A.J. Nagelkerke

6 september 2013

Analyse referentieperiode Nederlandse streefbeeld

1. Werkwijze

Zoals besproken in de commissie is de geldigheid van de referentieperioden zoals die zijn gehanteerd door Klein Breteler (2008) nader onderzocht. Het gaat hier om de periode 1949-1953. Er is gesuggereerd dat de aalbestanden en –vangsten in die periode wel eens (veel) hoger zouden kunnen zijn geweest dan in de jaren vlak voor 1980, waardoor een kunstmatig hoog streefbeeld wordt gecreëerd. Om een beeld te krijgen van de ontwikkeling van aalbestanden en –vangsten na de vroege jaren 1950 is besloten om bestaande tijdreeksen van vangsten op te sporen die zowel de vroege jaren 1950 bevatten, als de periode daarna (idealiter tot aan 1980). Er zijn twee typen tijdreeksen bekeken:

1. Reeksen van vangsten per eenheid van inspanning (‘catch per unit of effort’: CPUE). CPUE kan als een benadering van de relatieve biomassa worden beschouwd, omdat het uitgaat van het eenvoudige visserijkundige idee dat als er ergens meer vis is, er met dezelfde inspanning ook meer vis gevangen zal worden. Trends in CPUE geven dan ook een indicatie over de ontwikkelingen in biomassa als er wordt uitgegaan van de aanname dat de vis min of meer evenredig verdeeld is over het water en dat zijn ‘vangbaarheid’ niet verandert. Een geschikte maat voor inspanning bestaat vaak uit het aantal vistuigen vermenigvuldigd met de tijd waarmee die tuigen worden gebruikt. Zo kan CPUE bijv. worden uitgedrukt als vangst per fuikweek, of als vangst per motorkuiler per jaar.
2. Reeksen van opbrengsten uitgedrukt als kg per hectare viswater. Het achterliggende idee is hierbij dat als er meer aal per hectare wordt gevangen er ook meer zal zijn. Impliciet wordt hierbij aangenomen dat de visserijinspanning over de tijd niet noemenswaard is veranderd en dat er een maximale vangst is gerealiseerd.

De volgende tijdreeksen zijn uit uiteenlopend archiefmateriaal bijeen gezocht[1]:

- Commerciële vangsten van Enkhuizer motorkuilers (kg per bedrijfsweek);
- Commerciële vangsten van IJsselmeer motorkuilers (vangst per jaar per kuiler);
- Commerciële vangsten van de kub-visserij in het Haringvliet en Hollandsch diep (vangst per kub bedrijsweken);
- Opbrengsten van de visserij in het Amstelmeer (kg/ha);
- Opbrengsten van de visserij in het IJsselmeer (kg/ha);
- Ter illustratie is ook de glasaalindex van IJmuiden toegevoegd.

De tijdreeksen zijn uitgezet als functie van de tijd en vervolgens is er een LOESS-analyse (“local regression”) op toegepast. Er is voor deze methode gekozen, omdat de datastructuur geen normale verdeling van de residuen opleverde, ook niet na

[1] *Bronnen data: Omvang en uitkomsten der visscherij in de Zuidhollandsche stroomen en zeegaten; Betekenis der voornaamste vischtuigen voor de visscherij [...] en de Zuidhollandsche stroomen en zeegaten, in de Verslagen over de visscherij, Verslagen en Meededelingen van de afdeling Visscherijen, Departement van Binnenlandsche zaken en landbouw [jaren 1916-1970; de data voor de periode 1916-1921 zijn opgenomen in het eerst verschenen Verslag van 1921]. De naamgeving van de verslagen, evenals de naam van het departement is in de loop van de tijd enige keren gewijzigd, opbouw is echter hetzelfde gebleven.*

logaritmische transformaties. De uitkomsten van de LOESS-analyse geven een trendlijn met daaromheen een 95% betrouwbaarheidsinterval. Het doel van deze analyse was niet was om heel precieze uitspraken te doen over de verschillen tussen de vroege jaren 1950 en latere jaren voor 1980, maar om een indruk te krijgen of er aanzienlijke verschillen tussen deze perioden zijn geweest. Daarvoor is deze methode geschikt. Het is mogelijk om preciezere statistische schattingen van gemiddelden te maken, maar deze leveren een schijnzekerheid op, omdat de onderliggende dataverzameling verre van perfect was. Het is belangrijk niet te 'over-interpreteren'.

Om een vergelijking tussen de systemen mogelijk te maken is het gemiddelde van de waarden berekend over de referentieperiode 1948–1952, over de jaren 1953–1959 (latere 1950s) en daarna per decennium (1960s). Alle jaren vóór de referentieperiode zijn bijeengenomen. Naast het gemiddelde zijn ook het minimum en maximum in deze perioden berekend, waarbij de waarden van de 95%- betrouwbaarheidsintervallen zijn gebruikt. Al deze waarden zijn uitgedrukt als een percentage van de gemiddelde waarde in de referentieperiode, waardoor de verschillende systemen op een gelijke schaal kunnen worden vergeleken.

Resultaten en discussie

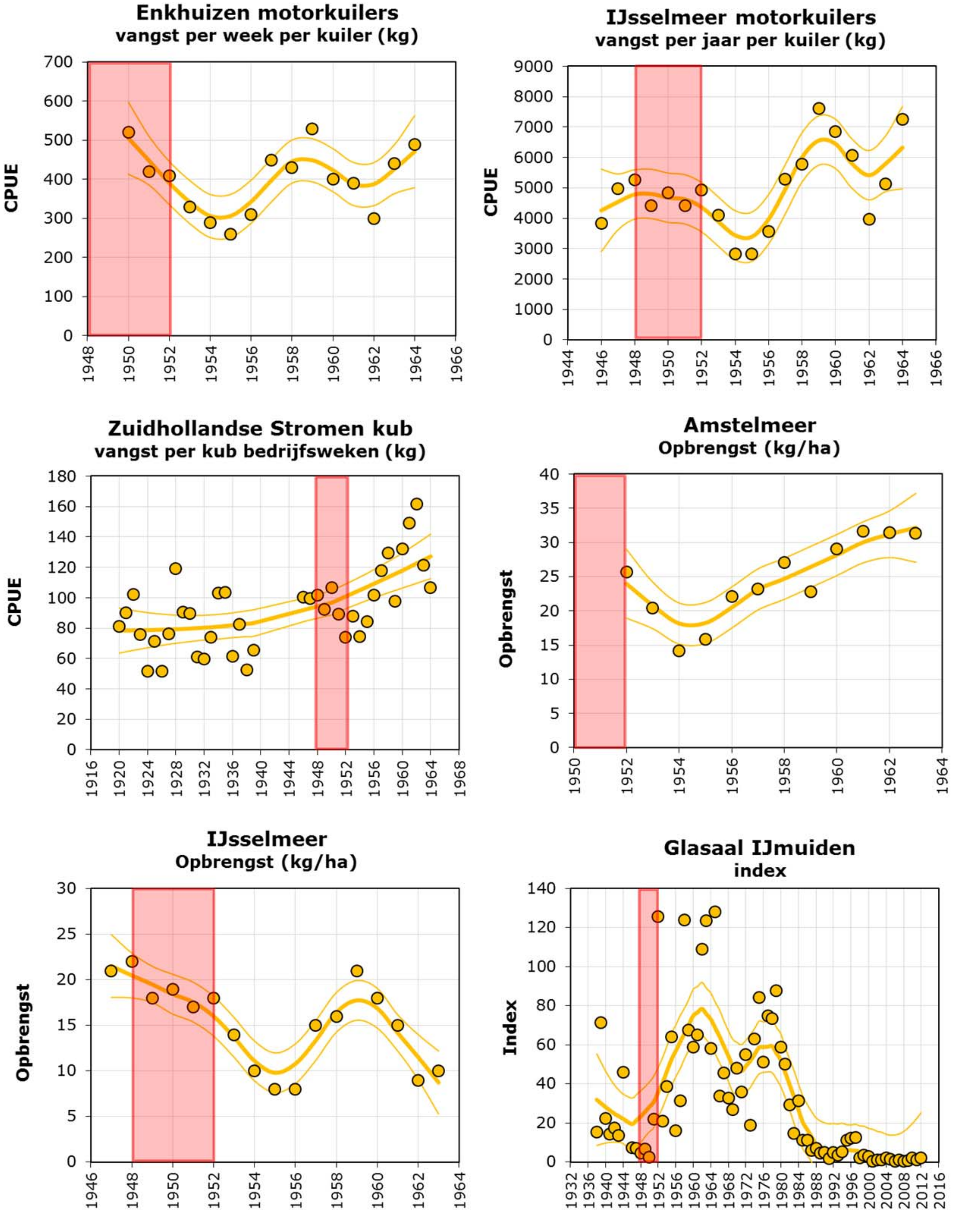
In Figuur 1 zijn de ontwikkelingen van de vangsten en/of biomassa van aal in de verschillende systemen weergegeven. In Figuur 2 zijn gemiddelde waarden per periode en systeem weergegeven met hun minima en maxima. Uit beide figuren is dezelfde conclusie te trekken: de vangsten en/of biomassa van aal ligt in de periodes na de referentieperiode (d.w.z. in de latere jaren 1950 en de jaren 1960) niet consistent lager dan in de referentieperiode zelf. Alleen in het geval van de monitoringgegevens in het IJsselmeer lijkt een negatieve trend zichtbaar. In Figuur 2 is echter te zien dat de betrouwbaarheidsbalk van dat systeem de 100%-waarde bevat, m.a.w: er is geen significante afname. Sterker, voor de Zuidhollandsche stromen en het Amstelmeer zijn de waarden voor de jaren 1960 significant hoger dan in de referentieperiode.

Nu is er bij elke tijdserie wel een 'verhaal'. Zo lopen de tijdseries maar door tot maximaal halverwege de jaren 1960, dus is het niet zeker hoe de situatie rond 1980 was. Bovendien is het zo dat bijv. in de Zuidhollandsche stromen, de aalvisserij nagenoeg geheel verdween na de afsluiting van Haringvliet en Hollandsch Diep. Bovendien blijven er altijd vragen over de eerder genoemde aannames m.b.t. visserijinspanning.

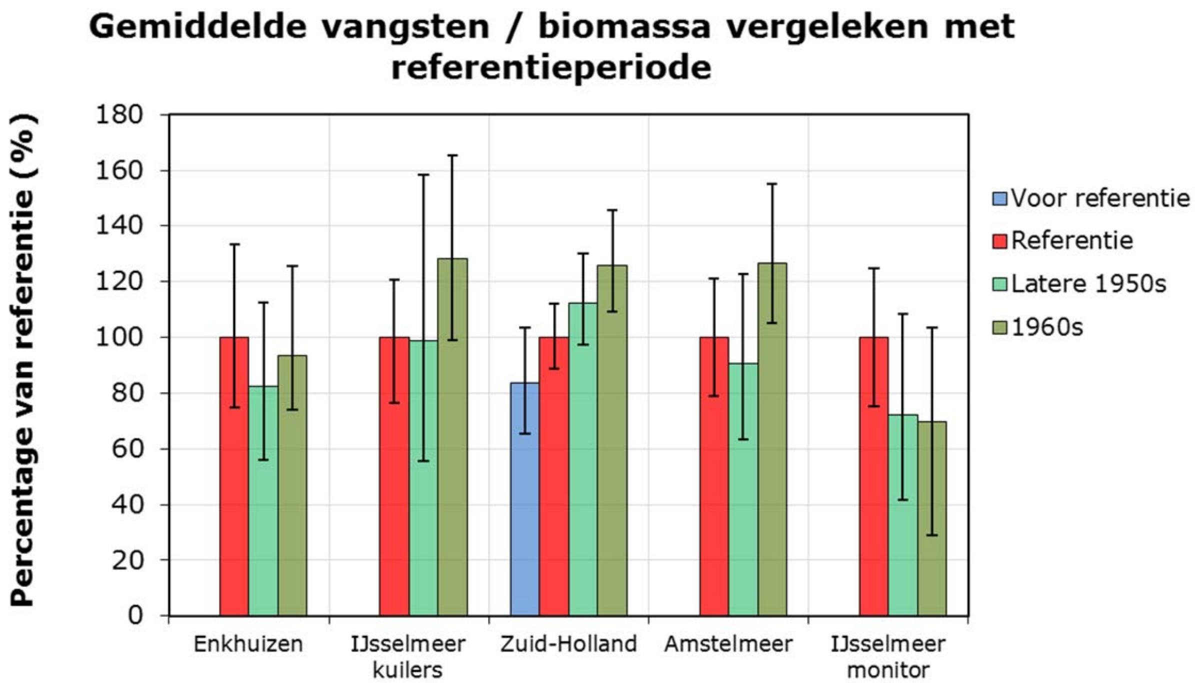
Daar staat tegenover dat de waterkwaliteit halverwege de jaren 1960 reeds veel slechter was dan in de referentieperiode. Deze verslechtering in waterkwaliteit was waarschijnlijk veel groter dan die plaatsvond vanaf halverwege de jaren 1960 tot 1980. Toch heeft dit op de aalbestanden geen negatief effect gehad. Er lijkt over het algemeen eerder een toename in aal te zijn. Wellicht heeft dit samengehangen met de zeer sterke glasaalintrek in de jaren 1950 en 1960.

Conclusie

Gegeven de historische tijdreeksen van aalvangsten en –bestanden tot halverwege de jaren 1960 lijkt het uiterst onwaarschijnlijk dat de bestanden in de jaren van de referentieperiode 1948 – 1952 onrealistisch hoog zijn ingeschat. De schatting van de Nederlandse $B_{pristine}$ is daardoor niet te hoog door een 'verkeerde' keuze van de referentieperiode.



Figuur 1. Tijdreeksen van aalvangsten (vangst per eenheid van inspanning: CPUE, of in kg/ha) en van de glasaalindex bij IJmuiden. Dikke lijnen geven de LOESS-regressielijnen weer, de dunne lijnen hun 95% betrouwbaarheidsintervallen. De rode rechthoeken geven de referentieperiode 1948-1952 weer.



Figuur 2. Gegevens van de verschillende systemen in verschillende periodes voor en na de referentieperiode 1948–1952. De balken geven de gemiddelde waardes weer in procent van de gemiddelde waarde in de referentieperiode. De balken geven de minimum- en maximumwaarde aan.

Bijlage 4

Verbanden tussen nutriënten en aalbiomassa en –productie

aangepaste versie van een bijlage die eerder gepubliceerd is in Eijsackers *et al.* (2009)

Empirische benadering van het streefbeeld aal: enige beschouwingen

Leo A.J. Nagelkerke, Wageningen Universiteit, Leerstoelgroep Aquacultuur en Visserij

3 februari 2009

Inleiding

De 'third opinion' commissie probeert in samenspraak, door studie en de consultatie van experts vast te stellen:

- Of de berekeningen van de reeds voorliggende streefbeelden (van IMARES en Vivion) op een deugdelijke wijze tot stand zijn gekomen
- Of de gepresenteerde streefbeelden realistisch zijn

Streefbeelden behoren te zijn gebaseerd op historische gegevens of op modelmatige benaderingen van het ecosysteem. Tussen de verschillende experts blijken er grote verschillen van mening te bestaan wat betreft:

- De grootte van de 'natuurlijke' biomassa en productie van aal;
- Het al dan niet optreden van dichtheidsafhankelijke processen in aalpopulaties;
- De productie/biomassa relaties in aalpopulaties.

Een aantal van deze meningsverschillen kan worden teruggevoerd op het feit dat er geen overeenstemming bestaat over de kenmerken van de te hanteren referentie. Nu is het precies kwantitatief bepalen van een werkelijk natuurlijke referentie voor Nederland onmogelijk. Het landschap en het oppervlaktewater zijn al eeuwen sterk door mensen beïnvloed. Veranderingen die relevant zijn voor de aalstand zijn o.a:

- Inrichting / hydromorfologie
- Isolatie / migratiebarrières
- Waterkwaliteit
- Verontreinigingen

De mate waarin deze veranderingen omkeerbaar zijn varieert en dit heeft geleid tot een discussie over de realiteitswaarde van de streefbeelden. M.i. moet die discussie worden losgekoppeld van het vaststellen van eigenlijke referentietoestanden. In deze notitie doe ik een poging de relevante referenties te toetsen aan informatie uit literatuur en input van experts. Het is slechts mijn bedoeling een beter inzicht in **grootteorden en onzekerheden** te krijgen.

Nutriënten, visbiomassa en productie: wat zijn de empirische verbanden waard?

Een deel van de discussie richt zich op de vraag of er reeds sprake was van eutrofiëring in de tijd waarop het streefbeeld van o.a. Klein Breteler (2008) is gebaseerd. Het betreft hier grofweg de jaren 1950 – 1960. Klein Breteler zelf argumenteert dat dat niet het geval is, met verwijzingen naar o.a. Van Raaphorst & de Jonge (2004). Meetgegevens van totaal N TN) en P (TP) van voor 1970 zijn niet door mij gevonden, maar uit het historische verloop van de N- en P-belastingen kan worden bevestigd dat in de jaren 1950 – 1960 de eutrofiëring nog niet volledig was (Van Raaphorst & de Jonge, 2004). Van Raaphorst & de Jonge stellen dat de gereconstrueerde concentratie totaal fosfaat in 1935 – 1940 ongeveer 0,71 ± 0,10 µM bedroeg (ca. 70 $\mu g \cdot L^{-1}$) en totaal nitraat 38 ± 12 µM (ca. 2,4 $mg \cdot L^{-1}$).

Evenals Klein Breteler e.a. heb ik enige berekeningen van biomassa, visproductie en visopbrengst uitgevoerd op basis van de genoemde nutriëntenconcentraties en gepubliceerde empirische relaties. Ik ben er daarbij vanuit gegaan dat in de referentieperiode 1950 – 1960 de

nutriëntenconcentraties niet veel hoger hebben gelegen dan die in 1935 – 1940. Om enige voorzichtigheid in acht te nemen heb ik echter een range genomen van 75 – 150 $\mu g \cdot L^{-1}$ TP en 2,5 – 5 $mg \cdot L^{-1}$ TN.

Uitgaande van deze concentraties, van de verschillende empirische modellen en van de **spreiding om die verbanden** (hiermee is tot op heden te weinig rekening gehouden), kom ik tot de schattingen in tabellen 1 en 2 (zie ook grafieken). De meestal aangehaalde relatie van Hanson & Leggett voor totale visbiomassa heeft bij de gemiddelde TP-waarde van de range (d.w.z. 112.5 $\mu g \cdot L^{-1}$ TP) een waarde van 169 $kg \cdot ha^{-1}$. Als de spreiding rond dit verband uit de oorspronkelijke publicatie wordt bekeken kan worden afgeleid dat bij een TP concentratie van 75 – 150 $\mu g \cdot L^{-1}$ de visbiomassa overal tussen de 50 en 400 $kg \cdot ha^{-1}$ kan liggen. De schattingen van Downing et al. (1996) op basis van TP en die van Bachmann et al. op basis van TP en TN geven een range van 16 – 700 $kg \cdot ha^{-1}$. Als ervan wordt uitgegaan dat aal 10 – 25% van de totale visbiomassa uitmaakt in zoete wateren, dan zal de biomassa van aal een range kunnen hebben van 2 – 175 $kg \cdot ha^{-1}$. Dergelijke ver uiteenlopende schattingen worden inderdaad door diverse bronnen gerapporteerd (zie o.a. Feunteun & Marion, 1994; Zamora et al., 1996; en Facey & Van Den Avyle, 1987, die over de ecologisch nauw verwante Amerikaanse aal (*Anguilla rostrata*), maximale biomassa's van > 400 $kg \cdot ha^{-1}$ melden). Het is aannemelijk dat de hoge kant van de range alleen wordt gehaald in wateren met een gunstige voedselsituatie voor de aal, bijv. wateren met een uitgebreide oeverzone.

Het vertalen van deze gegevens naar Nederlandse wateren is tot op zekere hoogte problematisch: het verband van Hanson & Leggett voor biomassa is slechts bepaald aan meren met een maximale oppervlakte van 25000 ha; terwijl Downing et al. (1996) zeer uiteenlopende meren (ook uit de tropen) hebben gebruikt. Bachmann et al (1996) verrichtten studies aan meren in Florida, dat in een subtropisch klimaat ligt.

Directe schattingen van de draagkracht voor aal worden alleen gemeld door Bark et al. (2007) in een studie aan rivieren in Engeland en Wales. Gebaseerd op slechts zeven datapunten kan de draagkracht voor aal in de door ons gedefinieerde nutriëntenrange worden geschat op 5 – 80 $kg \cdot ha^{-1}$, hetgeen valt in de eerder gevonden biomassa-range voor aal. De biologische productie van aal kan vervolgens uit de biomassa worden geschat als een P/B ratio bekend is. Schattingen van de P/B ratio lopen uiteen van 0.10 – 0.30 (Dekker et al. , 2008; Grimm, 2009; maar zie Zamora et al. met 1.2!). Uitgaande van een nauwere range van 0.20 – 0.30 betekent dit een productie van aal die varieert van minder dan 1 tot meer dan 50 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$. De visserijopbrengst van deze productie varieert navenant. Het is hierbij opmerkelijk dat de direct door een empirisch verband voorspelde visserijopbrengst door Hanson & Leggett (1982) laag in de range valt (< 2 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$). Hier is geen duidelijke verklaring voor. Wat het effect van visserijinspanning op de visserijopbrengst is in deze laatste studie, is onduidelijk.

Concluderend kan worden gesteld dat de bestaande empirische verbanden niet erg precies zijn en een grote interpretatieruimte overlaten. Nauwkeuriger verbanden, maar ook betere schattingen van o.a. P/B ratio's zijn nodig om een preciezere uitspraak te kunnen doen.

De berekende streefbeelden

De streefbeelden zoals die in het rapport van Klein Breteler (2008) worden gepresenteerd zijn gebaseerd op schattingen van de visserijopbrengsten, variërend van 1 – 36 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$. Een aanvulling van Quak (2009) berekent dat visserijopbrengsten voor aal in de diverse Nederlandse wateren variëren tussen 10 – 40 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$. Deze waarden vallen binnen de range van 0.3 – 42 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ die, volgens de bestudeerde empirische relaties, kunnen worden behaald in wateren met een nutriëntenniveau van 75 – 150 $\mu g \cdot L^{-1}$ TP en/of 2.5 – 5.0 $mg \cdot L^{-1}$ TN. Dergelijke concentraties kunnen worden verwacht als Goed Ecologisch Potentieel (GEP) volgens de KRW wordt behaald.

Het argument dat de door Klein Breteler en Quak voorgestelde aalproducties niet haalbaar zijn bij nutriëntenconcentraties van de GEP van de KRW wordt niet ondersteund door deze analyse.

Als we er vanuit gaan dat in de jaren 1950 – 1960 het habitat voor aal gunstiger was dan heden als gevolg van de uitgebreidere overstromings- en oevergebieden dan zijn de schatingen van Klein Breteler en Quak niet onrealistisch te noemen.

Andere overwegingen

- Grimm (2009) vermeldt dat de Zuiderzee een zeer productief brakwatersysteem was, dat maar heel weinig ecologische overeenkomsten had met het huidige IJsselmeer. In termen van aalbiomassa kan worden aangenomen dat die zeer hoog kan zijn geweest. Hij vermeldt dichtheden van 150-300 $kg \cdot ha^{-1}$. Dergelijke dichtheden worden eveneens genoemd voor andere brakwatersystemen (tot 245 $kg \cdot ha^{-1}$: Feunteun & Marion, 1994). Dekker beweert dat het onwaarschijnlijk is dat de biomassa in de voormalige Zuiderzee zo hoog was op grond van:
  - Surveygegevens (zie p. 168 in Dekker, 2004), die laten zien dat de toename in biomassa in het IJsselmeer pas ná de afsluiting plaatsvond, m.a.w. het nieuwe IJsselmeer onderhield een hogere aalstand dan de oude Zuiderzee.
  - Dat aal niet in de Zuiderzee bleef, maar hoogst waarschijnlijk bijna volledig de rivieren optrok. Onderzoek in de archieven van Havinga & Redeke liet zien dat alleen bij Elburg glasaal werd gevonden.
  - Het feit dat de Zuiderzeevissers arm waren en toch geen grootschalige overstap op aal maakten in de jaren voor 1932.
- We moeten als commissie niet de haalbaarheid van het streefbeeld centraal stellen. We moeten een eventuele onhaalbaarheid vaststellen, maar daarmee niet het streefbeeld aanpassen.
- Gegeven de lange levenscyclus van aal, imperfectie van gegevens en natuurlijke variabiliteit zal het zeer moeilijk zijn om het effect van welke beheersmaatregel dan ook op afzienbare tijd te zien. Zelfs zeer vergaande maatregelen als volledige stopzetting van de visserij, zal pas na enkele decennia tot *zichtbare* resultaten leiden. Dit zal het draagvlak voor welke maatregel dan ook sterk negatief beïnvloeden.

Tabel 1. *Visbiomassa, productie en opbrengstschattingen a.d.h.v. verschillende empirische verbanden in de range TP = 75 – 150 µg·L^{-1} en TN = 2.5 – 5.0 mg·L^{-1}*

Bron	**n**	**R^2**	**Model**	**X_1**	**X_2**	**Y**	**A**	**b_1**	**b_2**	**Y_{gem}**	**Y_{min}[1]**	**Y_{max}**
Hanson & Leggett, 1982	18	0.75	$\log(Y)=a + b_1\cdot\log(X_1)$	TP (µg·L^{-1})	-	Total fish biomass (kg·ha^{-1})[2]	0.774	0.708	-	169	50	400
Hanson & Leggett, 1982	21	0.87	$\log(Y)=a + b_1\cdot\log(X_1)$	TP (µg·L^{-1})	-	Total fish yield (kg·ha^{-1}·yr^{-1})	-1.148	1.021	-	10	-	-
Hanson & Leggett, 1982	21	0.96	$Y=a + b_1\cdot X_1+b_2\cdot X_2$	TP (µg·L^{-1})	mean depth	Total fish yield (kg·ha^{-1}·yr^{-1})	-1.164	0.071	0.165	8	-	-
Downing et al., 1990	14	0.67	$\log(Y)=a + b_1\cdot\log(X_1)$	TP (µg·L^{-1})	-	Total fish production (kg·ha^{-1}·yr^{-1})[3]	0.332	0.531	-	28	16	100
Bachmann et al. 1996	65	0.24	$\log(Y)=a + b_1\cdot\log(X_1)$	TP (µg·L^{-1})	-	Total fish biomass (kg·ha^{-1})	1.55	0.321	-	162	25	500
Bachmann et al. 1996	65	0.28	$\log(Y)=a + b_1\cdot\log(X_1)$	TN (µg·L^{-1})	-	Total fish biomass (kg·ha^{-1})	0.44	0.537	-	229	20	700
Bark et al. 2007	7	0.873	$Y=a + b_1\cdot X_1+b_2\cdot X_1^2$	TN (mg·L^{-1})	-	Eel carrying capacity (g·m^{-2})	2.546	0.11	0.019	3[4]	0.5	8

Tabel 2. *Geschatte aalbiomassa, productie en opbrengst a.d.h.v. verschillende empirische verbanden uit Tabel 1.*

Bron	**Aal biomassa (kg·ha^{-1})**				**Aal biologische productie (kg·ha^{-1}·yr^{-1})**				**Aal visserijproductie (kg·ha^{-1}·yr^{-1}), bij 80% oogst van biologische vis-productie**	
	Min (10 %)	**Max (25 %)**	**Gemid-deld (20%)**		**Min (P/B = 0.2)**	**Max (P/B = 0.3)**	**Gemiddeld (20% is eel, P/B = 0.25)**			
Hanson & Leggett, 1982	5	100	34		1	30	8.5		0.8	24
Hanson & Leggett, 1982									1.9	
Hanson & Leggett, 1982									1.6	
Downing et al., 1990					1.6	25	5.5		1.3	20
Bachmann et al. 1996	2.5	125	32		0.5	37.5	8.1		0.4	30
Bachmann et al. 1996	2	175	46		0.4	52.5	11.4		0.3	42
Bark et al. 2007	5	80	32		1	24	8.1		0.8	19

[1] Minimum en maximum afgelezen uit gepubliceerde grafieken

[2] Empirisch verband gaat formeel slechts tot meren van maximal 25000 ha

[3] NB Er is een verschil tussen totale biologische visproductie en visserij-opbrengst

[4] NB: dit is in g·m^{-2}: voor kg·ha^{-1}, vermenigvuldig met 10

Grafieken waaruit onzekerheden, minimum- en maximumschattingen zijn bepaald

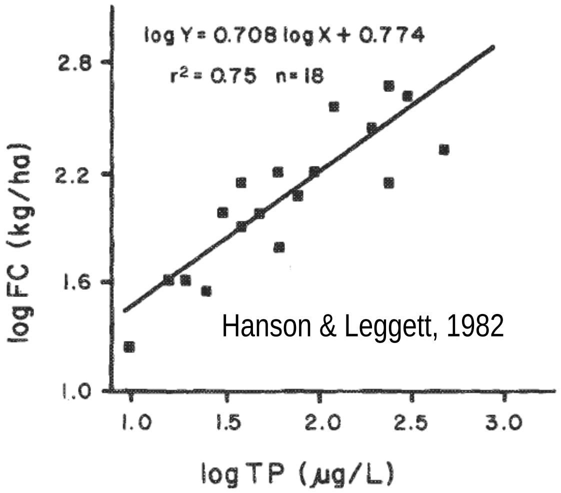


FIG. 4. Regression of fish standing crop (FC) on total phosphorus concentration (TP).

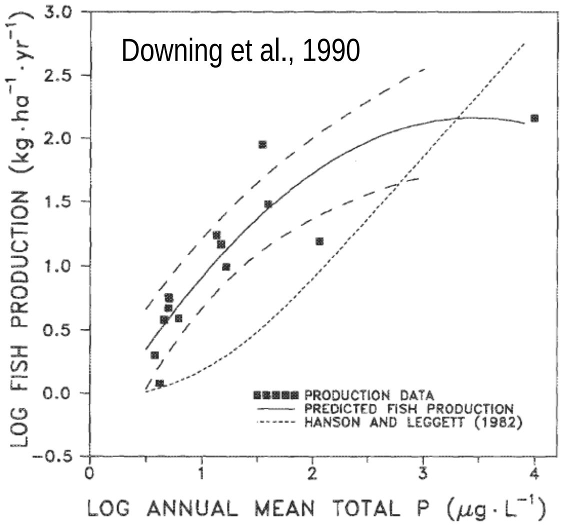
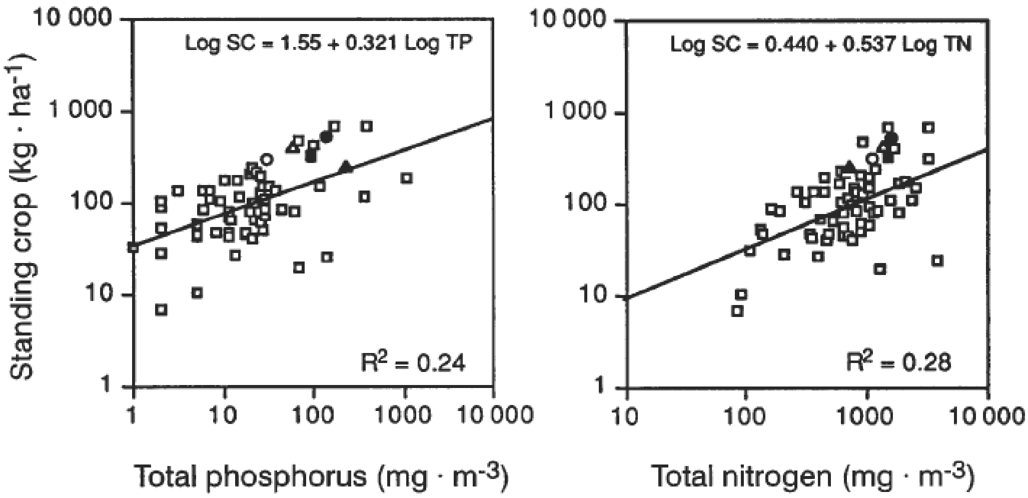


FIG. 4. The relationship between seasonal average total phosphorus concentration of the water column and the fish community production in lakes. The solid curve is predicted from Eq. (4) while the dotted curve represents predicted yields from Hanson and Leggett's (1982) Fig. 2. Dashed lines indicate approximate 95% confidence bands for predicted values of the mean $\log_{10}$ *FP* (Prepas 1984).

Fig. 2. Fish standing crops (kg·ha^{-1}) in relation to total phosphorus, total nitrogen, chlorophyll *a*, and Secchi disk transparency for 65 Florida lakes. The regression lines and r^2 values are based on the 60 lakes with whole-lake estimates of standing crops. The points for the five large lakes represent littoral fish standing crops only and are included for comparative purposes.

Bachmann et al, 1996



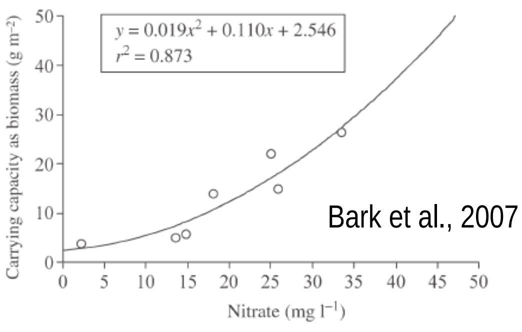


Figure 8. Relationship between maximum standing-stock biomass and mean nitrate level for those river populations thought to be at or near carrying capacity (Lower Severn tributaries 2002 – 2004; Wnion 2004; Ellen 2004; Start and Gara 2005; Tadnoll Brook 1970s; Piddle 1976/1977; Welsh Dee 1984).

Literatuur

Bachmann, R.W., Jones, B.L., Fox, D.D., Hoyer, M., Bull, L.A., Canfield Jr., D.E. (1996) Relations between trophic state indicators and fish in Florida (U.S.A.) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**: 842 – 855.

Bark, A., Williams, B., Knights, B. (2007) Current status and temporal trends in stocks of European eel in England and Wales. *ICES Journal of Marine Science* **64**:1368-1378.

Dekker, W. (2004) Slipping through our hands: population dynamics of the European eel. PhD thesis, University of Amsterdam, 186 pp.

Dekker, W., Deerenberg, C., Jansen, H. (2008) Duurzaam beheer van de aal in Nederland: onderbouwing van een beheersplan. Wageningen Imares, Rapport C041/08

Downing, J.A., Plante, C., Lalonde, S. (1990) Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**: 1929 – 1936.

Facey, D.E., Van Den Avyle, M.J. (1987) *Species Profiles: Life Histories and Environmental Requirements of Coastal Fishes and Invertebrates (North Atlantic): American Eel*. Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior. Biological Report 82(11.74) TR EL-82-4: 28 pp.

Feunteun, E., Marion, L. (1994) Assessment of Grey Heron predation on fish communities: the case of the largest European colony. *Hydrobiologia* **279/280**: 327-344.

Grimm, M.P. (2009) Het demasqué van de paling als ongrijpbare vis. De aal een gewone vis als alle anderen. Een illustratie door middel van een rekenvoorbeeld met betrekking tot de aalproductie en oogst in het IJsselmeer. Intern memo.

Hanson, J.M., Leggett, W.C. (1982) Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**: 257 – 263.

Klein Breteler, J.G.P. (2008). Herstel van de Aalstand II. Bouwen aan een beheerplan. Het streefbeeld, de huidige uittrek, een nadere verkenning van de mogelijke maatregelen en een protocol voor het uitzetten van aal. VIVION BV, Utrecht. Projectnummer VIVION 08.002a: 118 pp.

Quak, J. (2009). Een bijdrage aan het streefbeeld voor aalherstel. Intern memo.

Van Raaphorst, W.. de Jonge, V.N. (2004) Reconstruction of the Total N and P inputs from the IJsselmeer into the western Wadden Sea between 1935 – 1998. *Journal of Sea Research* **51**: 109-131.

Zamora, L., Saavedra, D, Moreno-Amicht, R. (1996). Stock assessment, biomass and fish production in two Mediterranean basins (NE Spain).

Vervolg empirische benadering van het streefbeeld aal

Leo A.J. Nagelkerke, Wageningen Universiteit, Leerstoelgroep Aquacultuur en Visserij

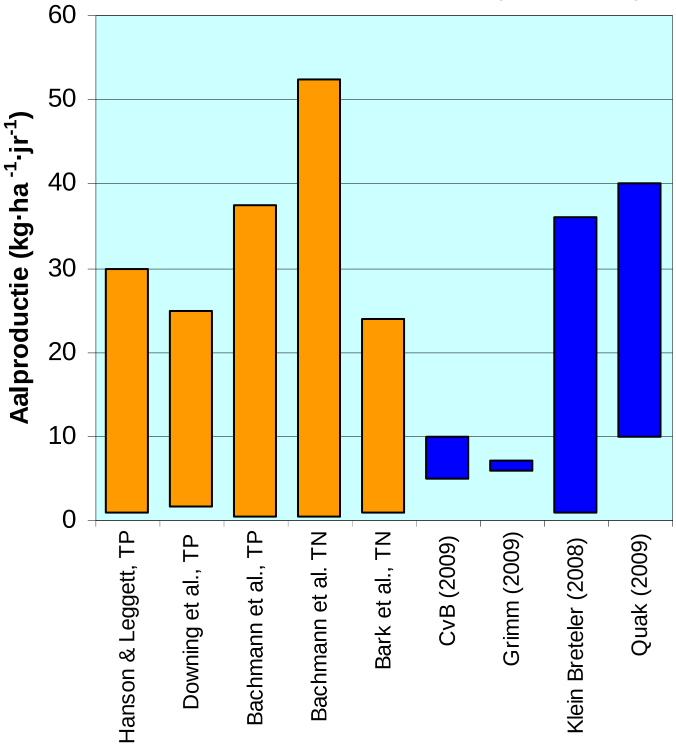
7 februari 2009

Deze notitie bestaat uit twee delen:

1. Een analyse of de aalproducties zoals geformuleerd door Klein Breteler (2008) en Quak (2009) te hoog zijn voor een realistisch streefbeeld, omdat:
   a. deze producties zijn vastgesteld over een periode waarin de wateren sterk geëutrofieerd zouden zijn;
   b. onder de waterkwaliteitseisen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) dergelijke producties per definitie niet mogelijk zouden zijn.

Deze analyse is gebaseerd op **empirische** relaties tussen nutriëntenconcentraties en visproductie.

Een deel van de discussie richt zich op de vraag of er reeds sprake was van eutrofiëring in de tijd waarop het streefbeeld van o.a. Klein Breteler (2008) is gebaseerd. Het betreft hier de jaren 1950 – 1960. Uit het historische verloop van de N- en P-belastingen kan worden bevestigd dat **in de jaren van het streefbeeld van Klein Breteler de eutrofiëring nog niet volledig was** (Van Raaphorst & de Jonge, 2004). Van Raaphorst & de Jonge stellen dat de gereconstrueerde concentratie totaal fosfaat in 1935 – 1940 ongeveer 0,71 ± 0,10 µM bedroeg (ca. 70 $\mu g \cdot L^{-1}$) en totaal nitraat 38 ± 12 µM (ca. 2,4 $mg \cdot L^{-1}$). Als we er vanuit gaan dat in de referentieperiode 1950 – 1960 de nutriëntenconcentraties maximaal twee maal hoger hebben gelegen dan die in 1935 – 1940 (hetgeen waarschijnlijk een overschatting is), komen we tot maximumconcentraties van 150 $\mu g \cdot L^{-1}$ TP en 5 $mg \cdot L^{-1}$ TN.



Het is mogelijk dat hiernaast organische belasting optrad (o.a. door de lozing van ongezuiverd rioolwater). De effecten hiervan zijn onmogelijk kwantitatief in te schatten. Ongezuiverd rioolwater kan (lokaal) een positief effect op de biologische productie hebben gehad door de grotere beschikbaarheid van nutriënten, maar kan tevens een negatief effect op de visstand veroorzaken (o.a. door zuurstofloosheid).

Op basis van gepubliceerde **empirische relaties** en de **spreiding om die verbanden** en uitgaande van nutriëntenranges van **75 – 150 $\mu g \cdot L^{-1}$ TP en 2,5 – 5 $mg \cdot L^{-1}$ TN** komen we tot een schatting van de biologische productie van aal die varieert tussen de **0,4 en 53 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$**. Deze berekeningen gaan er vanuit dat **P/B ratios tussen de 0,2 – 0,3** kunnen variëren en dat **10 – 25% van de visbiomassa aal** is. De geschatte visserijopbrengsten volgens Klein Breteler (2008) variëren van 1 – 36 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$ en die van Quak (2009) tussen 10 – 40 $kg \cdot ha^{-1} \cdot yr^{-1}$. Deze waarden vallen binnen de range van de empirische relaties en kunnen worden behaald in wateren met een nutriëntenniveau van 75 – 150 $\mu g \cdot L^{-1}$ TP en/of 2.5 – 5.0 $mg \cdot L^{-}$

[1] TN. Dergelijke concentraties kunnen worden verwacht als Goed Ecologisch Potentieel (GEP) volgens de KRW wordt behaald.

In bijgaande grafiek worden de mogelijke aalproducties op basis van nutriëntenconcentraties getoond (in oranje). Daarnaast worden de veronderstelde producties getoond zoals ze worden verondersteld door de diverse betrokkenen (in blauw). De producties volgens Grimm en CvB zijn gemiddeld lager dan die van Quak en Klein Breteler, maar vallen ook binnen de te verwachten variabiliteit en zijn vanuit empirisch oogpunt dus verdedigbaar. **Echter, het argument dat de door Klein Breteler en Quak voorgestelde aalproducties alleen haalbaar zouden zijn in een sterk geëutrofieerde toestand en niet bij nutriëntenconcentraties rond het GEP van de KRW, wordt niet ondersteund door gepubliceerde empirische relaties.**

De empirische relaties zijn weliswaar vanuit statistisch oogpunt overtuigend, maar dat wil niet zeggen dat verwacht kan worden dat de voorspelde relaties kwantitatief precies zijn. Daarvoor is er te veel additionele onzekerheid en is de daadwerkelijk gerealiseerde aalproductie te veel afhankelijk van specifieke lokale omstandigheden die niet meer met enige zekerheid voor de referenteitoestand zijn te reconstrueren. M.a.w. de bepaling van het streefbeeld zal moeten gebeuren op basis van zeer onzekere gegevens.

Om diezelfde reden is het verder onderverdelen van de Nederlandse wateren per type niet zinvol. Het is op basis van de grote variabiliteit tussen individuele wateren (ook binnen watertypen als ‘sloten, meren, plassen etc.’) te verwachten dat de variabiliteit binnen watertypen de variabiliteit tussen watertypen overstijgt. **Het onderverdelen naar precieze productieschattingen per watertype is dus niet alleen niet zinvol, het suggereert bovendien een precisie die niet kan worden waargemaakt.**

Literatuur

Bachmann, R.W., Jones, B.L., Fox, D.D., Hoyer, M., Bull, L.A., Canfield Jr., D.E. (1996) Relations between trophic state indicators and fish in Florida (U.S.A.) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**: 842 – 855.

Bark, A., Williams, B., Knights, B. (2007) Current status and temporal trends in stocks of European eel in England and Wales. *ICES Journal of Marine Science* **64**:1368-1378.

Downing, J.A., Plante, C., Lalonde, S. (1990) Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**: 1929 – 1936.

Grimm, M.P. (2009) Het demasqué van de paling als ongrijpbare vis. De aal een gewone vis als alle anderen. Een illustratie door middel van een rekenvoorbeeld met betrekking tot de aalproductie en oogst in het IJsselmeer. Intern memo.

Hanson, J.M., Leggett, W.C. (1982) Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**: 257 – 263.

Klein Breteler, J.G.P. (2008). Herstel van de Aalstand II. Bouwen aan een beheerplan. Het streefbeeld, de huidige uittrek, een nadere verkenning van de mogelijke maatregelen en een protocol voor het uitzetten van aal. VIVION BV, Utrecht. Projectnummer VIVION 08.002a: 118 pp.

Quak, J. (2009). Een bijdrage aan het streefbeeld voor aalherstel. Intern memo.

Van Raaphorst, W.. de Jonge, V.N. (2004) Reconstruction of the Total N and P inputs from the IJsselmeer into the western Wadden Sea between 1935 – 1998. *Journal of Sea Research* **51**: 109-131.

Bijlage 5

De verbanden tussen vangst en uittrek

Bijlage I. Vangst en uittrek

Jaap van der Meer

7 oktober 2013

1 Inleiding

Diverse lidstaten hebben in opdracht van de EU een aalbeheerplan opgesteld met als uiteindelijk doel de antropogene mortaliteit van de aal zodanig terug te brengen dat 40% van de schieraal kan uittrekken naar zee, gerelateerd aan de natuurlijke uittrek. Onder de natuurlijke uittrek wordt de uittrek verstaan die plaats zou hebben gevonden indien de mens geen invloed had uitgeoefend op het bestand. Een probleem is dat niet alleen die natuurlijke uittrek nooit gemeten is, maar dat sowieso metingen van de uittrek schaars zijn of zelfs volledig ontbreken. Wel zijn meestal vangstgegevens voorhanden en soms onafhankelijke bestandsschattingen. Ook zijn voor veel landen lengtefrequentieverdelingen op basis van marktbemonsteringen aanwezig. De diverse landen hebben ieder een eigen methode bedacht om ondanks de gebrekkige gegevens toch een schatting te maken van dat zogeheten streefbeeld van 40%. België en Nederland hebben op basis van historische vangstgegevens een slag geslagen naar de uittrek. België stelt de vangst gelijk aan de uittrek, Nederland vermenigvuldigt de vangst met een factor twee om tot een schatting van de uittrek te komen. Engeland heeft op basis van een populatiemodel een bepaalde verhouding verondersteld tussen het gemeten bestand en de uittrek. Duitsland baseert zich geheel op een populatiemodel. Overigens heeft ook Nederland als tweede aanpak een modelbenadering gekozen. De Graaf et al. [6] geven een overzicht van de aanpak van de diverse landen. De vraag doet zich voor hoe realistisch zijn nu eigenlijk die omzettingsfactoren om van vangst of bestand tot een schatting van de uittrek te komen? Vanwege het gebrek aan uittrekmetingen is deze vraag uiteraard moeilijk te beantwoorden, maar wat wel gedaan kan worden is met behulp van een populatiemodel te onderzoeken hoe gevoelig deze omzettingsfactoren zijn voor bepaalde vooronderstellingen van bijvoorbeeld de natuurlijke mortaliteit en de visserijmortaliteit. In deze notitie gebruik ik een variant van een eerder

gepresenteerd simpel populatiemodel [5] om deze gevoeligheid te onderzoeken.

2 Uitgangspunten

In het gehanteerde model ga ik uit van een stationaire populatie, dat wil zeggen dat de aanwas van glasaal constant over de tijd verondersteld wordt, en dat de instantane mortaliteit en de groeisnelheid leeftijdsafhankelijk mogen zijn, maar wel constant over de tijd zijn. In tegenstelling tot het eerder gepresenteerde model wordt geen lineaire lengte-groei meer verondersteld [4], maar wordt uitgegaan van Bertalanffy groei. Recentelijk is gebleken dat deze vergelijking de groei beter beschrijft [7, 3]. De alen hebben een constante lengte als ze binnentrekken, worden vanaf een constante lengte en dus ook vanaf een constante leeftijd bevist en ook de lengte en de leeftijd waarop ze als schieraal uittrekken verandert niet.

3 Aantal en gewicht

Vanwege natuurlijke en visserijmortaliteit wordt het aantal alen $N(a)$ dat op ieder tijdstip een bepaalde leeftijd a bereikt kleiner naarmate de leeftijd vordert. Tot de leeftijd r waarop de alen bevist gaan worden vindt alleen natuurlijke mortaliteit plaats. Voor deze periode geldt

$$\frac{\mathrm{d}N(a)}{\mathrm{d}a} = -MN(a)$$

waarbij M de instantane natuurlijke mortaliteit is. De leeftijd a van de aal wordt uitgedrukt ten opzichte van het tijdstip waarop deze als glasaal intrekt. Het aantal intrekkende glasalen per tijd wordt dus weergegeven met $N(0)$. De oplossing van deze differentiaalvergelijking is

$$N(a) = N(0)e^{-Ma}$$

De recrutering is dus gelijk aan $N(0)e^{-Mr}$. Vanaf de leeftijd waarop de alen recruteren tot de leeftijd waarop ze uittrekken praat ik over rode alen en de duur van deze periode noem ik s. Gedurende deze periode wordt de instantane totale mortaliteit Z gelijk aan de som van de instantane natuurlijke mortaliteit M en de instantane visserijmortaliteit F. Het aantal rode alen dat op een bepaald tijdstip de leeftijd a bereikt is dus gelijk aan $N(a) = N(0)e^{-Mr}e^{-Z(a-r)}$. Het op een bepaald tijdstip aantal aanwezige

rode alen, waaronder ik dus het aantal bevisbare alen in de leeftijd tussen r en $r+s$ versta, is gelijk aan

$$P = \int_r^{r+s} N(a)\mathrm{d}a = N(0)e^{-Mr}\int_0^s e^{-Zt}\mathrm{d}t$$

waarbij $t = a - r$. De oplossing ziet er als volgt uit

$$P = \frac{N(0)}{Z}e^{-Mr}(1 - e^{-Zs})$$

De lengte van de alen wordt gegeven door $L(a) = L_\infty(1 - e^{-\gamma(a-a_0)})$, waarbij L_∞ de maximale lengte is, γ de Bertalanffy groeisnelheid is en a_0 de (negatieve) leeftijd waarop de lengte gelijk aan nul is. Het gewicht van de alen is $W(a) = cL(a)^3$, waarbij c een conversiecoefficient is. Het totale gewicht van het aantal aanwezige rode alen wordt gegeven door

$$Q = \int_r^{r+s} N(a)W(a)\mathrm{d}a$$

ofwel

$$Q = \int_r^{r+s} N(0)e^{-Mr}e^{-Z(a-r)}cL_\infty^3(1 - e^{-\gamma(a-a_0)})^3\mathrm{d}a$$

Deze vergelijking kan het makkelijkst opgelost worden door de cubische term eerst te ontbinden [2] en dan te integreren. Het resultaat is

$$Q = N(0)e^{-Mr}e^{Zr}cL_\infty^3\sum_{n=0}^{3}\Omega_n e^{n\gamma a_0}\int_r^{r+s} e^{(Z+n\gamma)a}\mathrm{d}a$$

waarbij Ω_n voor $n = 0, 1, 2, 3$ resp. de waarde 1, -3, 3 en -1 aanneemt. De oplossing van deze integraal is $Q = cN(0)e^{-Mr}L_\infty^3\phi$, waarbij ϕ gelijk is aan de term

$$\sum_{n=0}^{3}\frac{\Omega_n e^{-n\gamma(r-a_0)}}{Z+n\gamma}(1 - e^{-(Z+n\gamma)s})$$

4 Vangst en uittrek

Uit de vorige sectie volgt eenvoudig dat het uiteindelijke aantal schieralen dat op de leeftijd $r+s$ per tijdseenheid uittrekt is gelijk aan $N(0)e^{-Mr}e^{-Zs}$. De uittrek in gewicht per tijd is gelijk aan

$$D = N(0)e^{-Mr}e^{-Zs}cL_\infty^3(1 - e^{-\gamma(r+s-a_0)})^3$$

De totale vangst per tijdseenheid aan rode aal bedraagt in aantallen $C = FP$ en in gewicht $Y = FQ$.

Tabel 1: Een overzicht van de parameterwaarden.

Parameter	Symbool	Eenheid	Waarde
Maximale lengte	L_∞	cm	130.5
Groeicoefficient	γ	1/jaar	0.0558
Conversiecoefficient	c	g/cm^3	0.001693
Leeftijd bij lengte nul	a_0	jaar	-0.0609
Leeftijd bij recrutering	r	jaar	4.86
Periode vanaf recrutering tot schieren (mannetjes)	s_m	jaar	2.72
Periode vanaf recrutering tot schieren (vrouwtjes)	s_f	jaar	10.46

De ratio ρ tussen uittrek als er geen visserijsterfte is en totale vangst is gelijk aan

$$\rho = \frac{D_0}{FQ + fD}$$

waarbij D_0 de uittrek is bij $F = 0$ of anders geschreven bij $Z = M$ en waarbij f de fractie van de uittrekkende schieraal is die gevangen wordt.

5 Modelberekeningen

De gehanteerde waarden voor de modelparameters zijn ontleend aan Van der Meer et al. [7] en worden gepresenteerd in Tabel 1. De leeftijden zijn gebaseerd op een veronderstelde recrutering bij een lengte van 31 cm en op schieren voor mannetjes en vrouwtjes bij lengtes van 45 resp. 75 cm.

Figuur 1 geeft de uitkomsten van het model grafisch weer en laat zo zien waarop de berekening van de ratio ρ tussen uittrek als er geen visserijsterfte is en totale vangst gebaseerd is. Het bestand aan rode aal Q en de uittrek aan schieraal D zijn op een eenvoudige manier afhankelijk van Z (Fig. 2). De ratio tussen schieraaluittrek en totale vangst laat een veel ingewikkelder afhankelijkheid zien van de parameters M, F en f (Figs. 2 en 3). Duidelijk is dat gezien de grote onzekerheden betreffende de werkelijke waarden van M, F en f er dus ook een grote onzekerheid betreffende de ratio ρ bestaat. Bevacqua *et al.* [1] hebben een compilatie gemaakt van de studies die natuurlijke mortaliteit over de hele zoetwaterperiode van de aal geschat hebben. Zij vonden een duidelijk verband tussen mortaliteit en jaargemiddelde watertemperatuur (Fig. 4). Hoe hoger de temperatuur, hoe hoger de mortaliteit. Daarnaast werd een relatie tussen mortaliteit en lichaamsgrootte gevonden, maar dat verband is gebaseerd op een beperkt aantal studies. Uit Fig. 4 is verder af te lezen dat zelfs bij eenzelfde temperatuur een behoorlijk variatie in de geschatte mortaliteit bestaat. In het midden van de grafiek

is af te lezen dat bij een zelfde temperatuur de schattingen uiteen kunnen lopen van 0.1 tot 0.6 per jaar. Zoals de grafieken 2 en 3 lieten zien leidt een dergelijke variatie tot een enorme variatie in de schatting van de ratio ρ. Merk tenslotte op dat waar de Nederlandse modellen $M = 0.138$ gebruiken, een waarde die onder de relatie van Bevacqua *et al.* ligt, de Engelsen en de Duitsers [8, 9] wel de relatie van Bevacqua *et al.* hanteren.

6 Samenvatting

Het hier beschreven model om de maximale schieraaluittrek te berekenen is min of meer gelijk aan het welbekende Beverton-Holt per-recruut model [10]. De modelberekeningen laten zien dat de ratio tussen schieraaluittrek en totale vangst gevoelig is voor de gehanteerde waarden van de parameters M, F en f. Gezien de grote onzekerheid in de schattingen van deze parameters [3] moeten de voorgestelde streefbeelden van de verschillende landen met de nodige voorzichtigheid bekeken worden. Gezien ook de grote verschillen in de gehanteerde schattingen zijn de streefbeelden nauwelijks vergelijkbaar tussen de landen.

Referenties

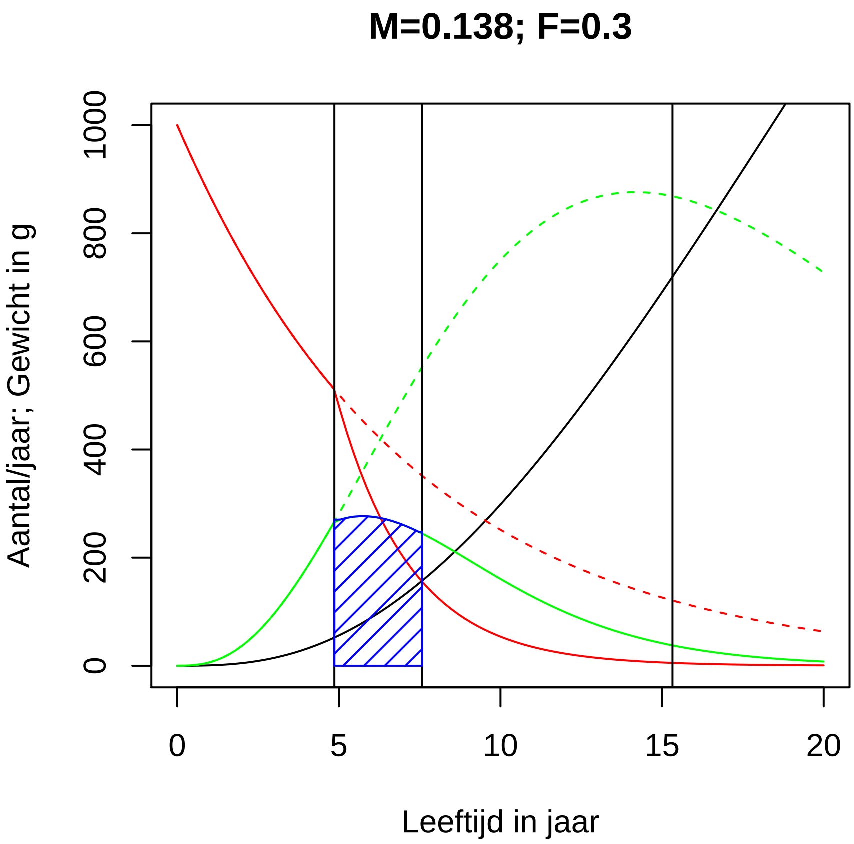
[1] D. Bevacqua, P. Melia, G.A. De Leo & M. Gatto (2011) Intra-specific scaling of the natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European eel. Oecologia 165:333-339

[2] R.J.H. Beverton & S.J. Holt (1957) On the Dynamics of Exploited Fish Populations, Fishery Investigations Series II Volume XIX, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Reprinted 1993, Fish Fish. Series 11, Chapman and Hall, London.

[3] S.M. Bierman, N. Tien, K.E. van de Wolfshaar, H.V. Winter & M. de Graaf (2011) Evaluation of the Dutch Eel Management Plan 2009-2011. IMARES Report number C067/12, Wageningen.

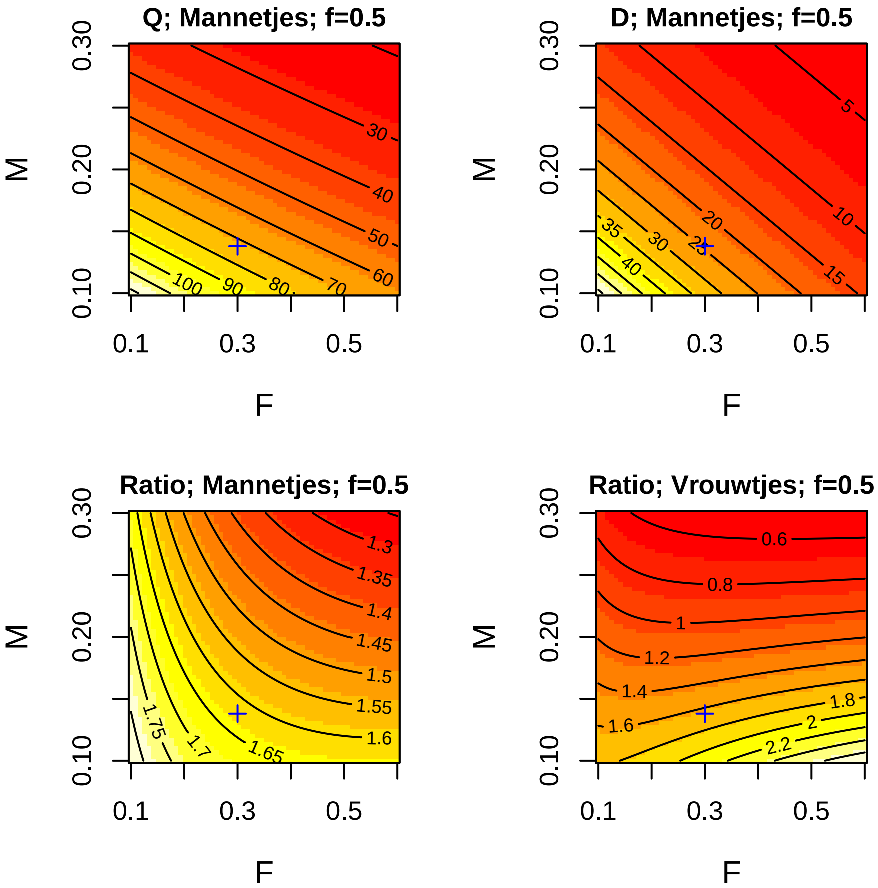
[4] W. Dekker (2000) Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. Dana 12:25-40

[5] H. Eijsackers, L.A.J. Nagelkerke, J. van der Meer, M. Klinge & J. van Dijk (2009) Streefbeeld Aal, een deskundigenoordeel. Adviesrapport op verzoek van de Minister van L.N.V., Den Haag



Figuur 1: Aantal alen dat een bepaalde leeftijd bereikt per jaar uitgezet tegen leeftijd (rode lijnen) beginnend met 1000 individuen bij een leeftijd nul, individugewicht in gram tegen leeftijd (zwarte lijn) en het product van beide grootheden (gedeeld door 100) met (groene lijnen) De doorgetrokken lijnen geven de situatie met een visserijsterfte van $F = 0.3$ per jaar. De onderbroken lijnen geven de situatie zonder visvangst weer. De drie verticale zwarte lijnen geven van links naar rechts resp. de leeftijd bij recrutering, bij schieren van de mannetjes en bij schieren an de vrouwtjes weer. Het blauwe vlak geeft het aalbestand van mannetjes weer bij een situatie met visvangst (Q). De snijpunten van de twee groene lijnen met de middelste verticale lijn geven de biomassa aan schierende mannelijke alen per jaar weer, met (D) en zonder visserij (D_0). De veronderstelde natuurlijke mortaliteit bedraagt $M = 0.138$.

[6] M. de Graaf, M.T. van der Sluis & A. van der Waal (2013) Quick Scan

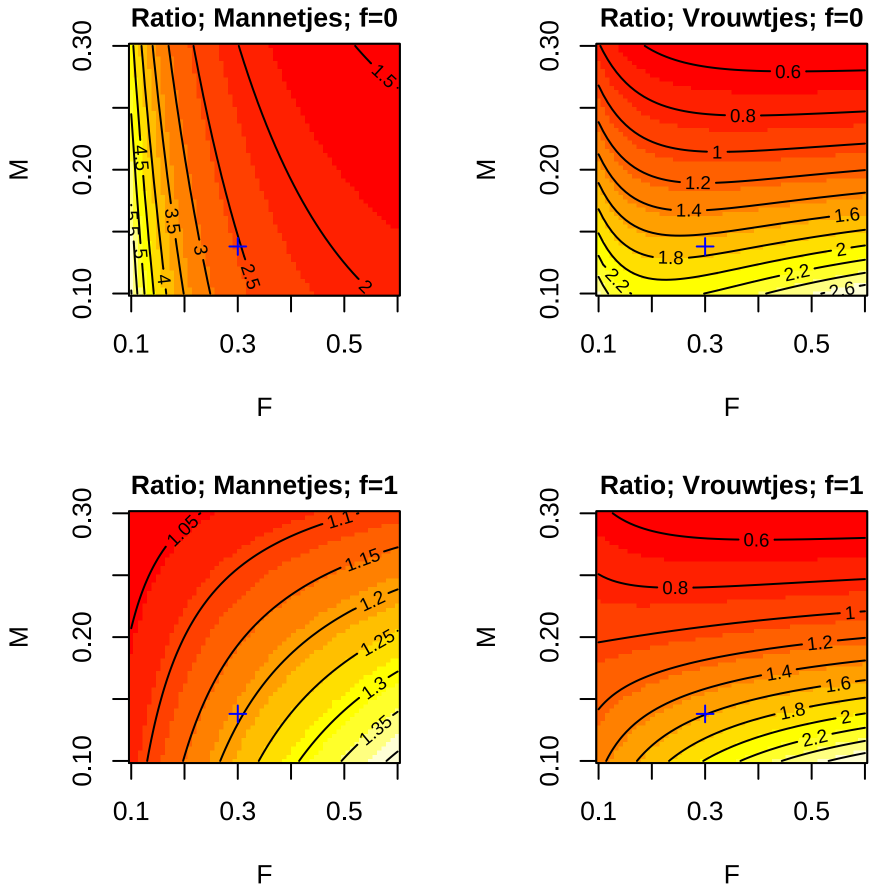


Figuur 2: Het bestand aan rode aal Q, de uittrek aan schieraal D en de ratio tussen schieraaluittrek en totale vangst voor mannetjes en vrouwtjes in relatie tot de mortaliteits parameters M en F. De helft van de uittrekkende schieraal wordt gevangen ($f = 0.5$). Het blauwe kruis geeft de in Nederland gebruikte schatting van de natuurlijke mortaliteit ($M = 0.138$) en een gangbare visserijmortaliteit ($M = 0.3$) weer.

Streefbeeld Aal. IMARES concept rapport zonder nummer.

[7] J. van der Meer, H.W. van der Veer & H. IJ. Witte (2011) The disappearance of the eel from the western Wadden Sea. J. Sea Res.66:434-439

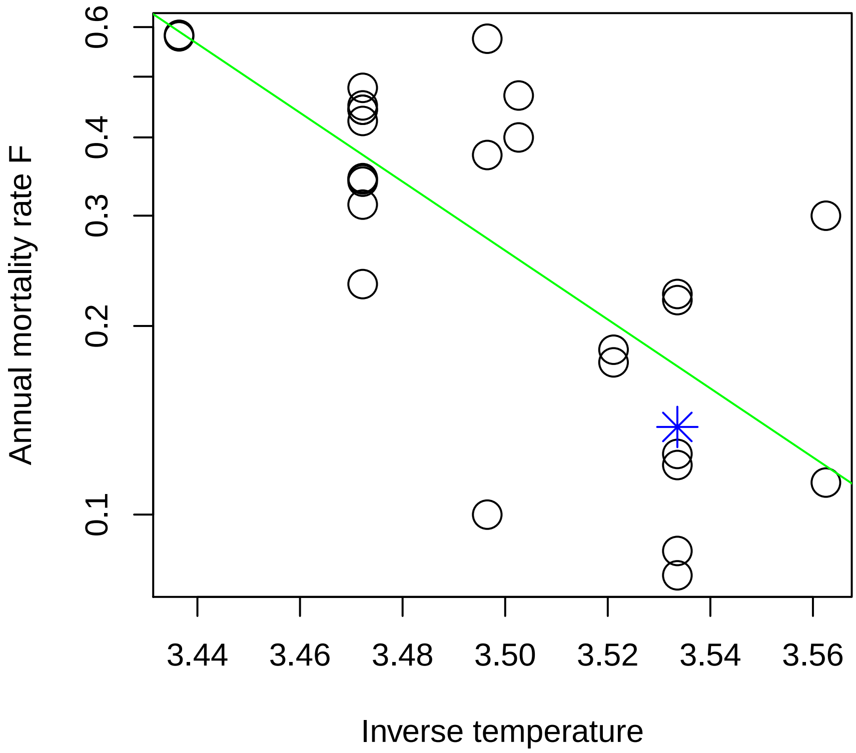
[8] R. Oeberst & E. Fladung (2012) German Eel Model (GEM II) for describing eel, *Anguilla anguilla* (L.), stock dynamics in the river Elbe system. Inf. Fishereiforsch. 59:9-17



Figuur 3: De ratio tussen schieraaluittrek en totale vangst voor mannetjes en vrouwtjes in relatie tot de mortaliteits parameters M en F bij twee verschillende vangstfracties van uittrekkende schieraal ($f = 0$ en $f = 1$). Het blauwe kruis geeft de in Nederland gebruikte schatting van de natuurlijke mortaliteit ($M = 0.138$) en een gangbare visserijmortaliteit ($M = 0.3$) weer.

[9] E. Prigge, L. Marohn, R. Oeberst & R. Hanel (2013) Model prediction vs. relaity - testing the predicitions of a European eel (*Anguilla anguilla*) stock dynamics model against the *in situ* observation of silver eel escapement in compliance with the European eel regulation. ICES J. Mar. Sci. 70:309-318

[10] T.J. Quinn & R.B. Deriso (1999) Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press.



Figuur 4: De natuurlijke mortaliteitssnelheid (per jaar) uitgezet op logaritmische schaal tegen de inverse jaargemiddelde temperatuur (1000/K) voor diverse Europese wateren. Italiaanse wateren (links in de grafiek) hebben een temperatuur van $15 - 18$ °C. De jaargemiddelde temperatuur in Scandinavische wateren, rechts in de grafiek, varieert tussen de 7,7 en de 11 °C. Het blauwe kruis geeft de in Nederland gebruikte schatting van de natuurlijke mortaliteit ($M = 0.138$) bij een jaargemiddelde temperatuur van 10 °C weer. Gegevens uit [1].

Bijlage 6

Beschouwing over de aal, aalvisserij en het IJsselmeer – periode 1932-1980

Een beschouwing over de aal en de aalvisserij van het IJsselmeer 1932-1980

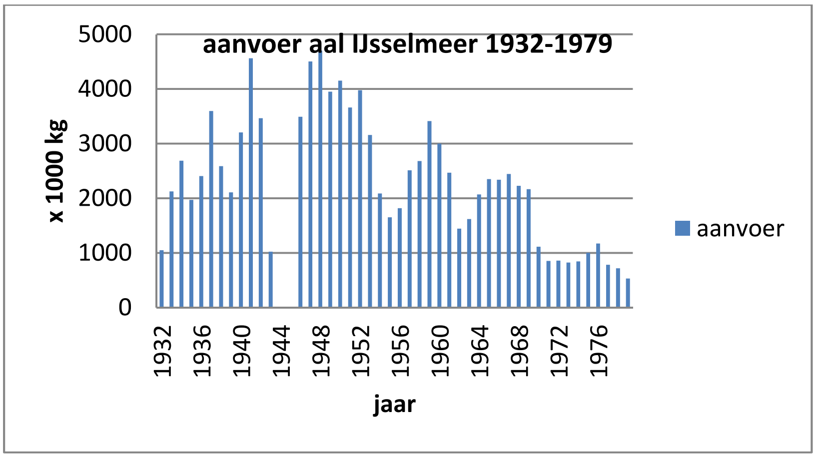
J. Quak

16 oktober 2013

1. Inleiding

In het kader van het werk van de commissie “Herziening streefbeeld aal”, is afgesproken in het bijzonder – t.a.v. B-pristine- de situatie van de aal in het IJsselmeer voor de periode 1970-1980 te beschouwen. De aanname is hierbij dat de aalproduktie in het IJsselmeer voor deze periode, qua oppervlakte ons grootste binnenwater, sterk indicatief zou kunnen zijn voor de totale (pristine) toestand van de aal en aalproduktie in Nederland.

Voor het IJsselmeer (aal en visserij) zijn verschillende data-bronnen en beschrijvingen bekend. Naast aanlandingsgegevens, als indicatie van produktie (fig. 1), is het van belang factoren die van invloed zijn op deze data te beschouwen, te beschrijven en de relatie met aalopbrengsten en produktie zo onderbouwd mogelijk weer te geven. Een voorbeeld hiervan is de relatie tussen de glasaalintrek (variabele) en de aalvangst en –produktie een bepaalde periode later. Een complexe factor is de visserij zelf. Veranderingen in materialen en technieken, maar ook (overheids) beleid, regelgeving en regulering zijn factoren die de visserij sturen en in een in de tijd gezien dynamische interactie, opbrengsten en produktie mede bepalen.



Figuur 1. Aanlandingen aal IJsselmeer 1932-1979 (data Jaarcijfers over de visserij 1932-1980)

Sinds de afsluiting (1932) heeft er in het IJsselmeer onderzoek naar en monitoring van de aalstand plaats gevonden , maar wel in verschillende vormen en intensiteit. Grofweg kunnen worden onderscheiden “beheeronderzoek” vanuit het ministerie [juridisch visrechthebbende] en “biologisch onderzoek” vanuit het RIVO (tegenwoordig Imares). Veel informatie en data zijn opgenomen in afzonderlijke verslagen en rapporten. Een compilatie van deze informatie is opgenomen in de Jaarverslagen en Mededelingen over de visserij (1932-1980). Hiervan is ook gebruik gemaakt bij de voorliggende beschouwing.

De aalvisserij werd met verschillende vangtuigen uitgevoerd. De belangrijkste vangtuigen waren de kuil (verschillende typen), de fuiken- , de kistjes- en de hoekwantvisserij. Als het meest belangrijke vangtuig gold de kuil (tot 1970) en daaraan wordt navolgend relatief veel aandacht besteed.

De situatie van de aal en aalvisserij op het IJsselmeer 1970-1980 is deels ook een resultante van processen en factoren die op kortere en langere termijn voor deze periode van invloed zijn en daarin doorwerken. Het is daarom noodzakelijk ook de periode daaraan voorafgaand zo goed mogelijk te beschrijven.

2. Bronnen

Veel historisch materiaal is aanwezig in de Jaarcijfers over de Visserij, c.q. Verslagen en Mededelingen over de visserij vanaf 1921 (Departement van Landbouw, Nijverheid en Handel; later Jaarverslagen departement van Landbouw en Visserij). Daarnaast bood het archief van D.E. van Drimmelen het nodige aan materiaal. [1]

3. Vraagstellingen

- Wat is relevante, beschikbare informatie over de aal en de aalvisserij IJsselmeer voor de periode 1932 -1980?
- Welke factoren spelen een rol om de aanvoer en aanvoercijfers zo goed mogelijk te kunnen duiden?
- In hoeverre is de periode 1970-1980 bruikbaar en representatief t.b.v. (her) berekening B-pristine streefbeeld aal?
- Zijn er indicaties dat op basis van de IJsselmeer-data de "factor 2"[2] (vangst: produktie) realiteitswaarde heeft?

4. Glasaal

Een primaire factor voor de aalproduktie is de jaarlijkse omvang van het bestand aan intrekkende glasaal. Hoewel de werkelijke intrek per jaar niet bekend is, is de gestandaardiseerde vangst van glasaal bij Den Oever een belangrijke indicatie voor de omvang van het intrekkende cohort. Opvallend is dat de Afsluitdijk zelf geen onneembare barrière is gebleken voor glasaal, gelet op de aalvangsten die na de afsluiting zijn gerealiseerd. Wel zijn al direct na de afsluiting maatregelen genomen om de intrek van glasaal te bevorderen door een daarop gericht, specifiek beheer van de spuisluizen . In de loop der tijd zijn hierbij verschillende beheervormen uitgevoerd. In de periode 1933-1937 werd de intrek van de glasaal bevorderd door bij gelijke waterstand IJsselmeer-Waddenzee de spuisluizen te openen (circa 10 minuten per periode). Vanwege het zoutbezwaar is deze methode – na een onderzoek door van Ter Pelkwijk - vanaf 1938 vervangen door de spuisluizen te manipuleren als schutsluizen, uitsluitend ten behoeve van de glasaalintrek (Havinga, 1945). Ook Van Heusden beschrijft in zijn dissertatie (1943) de

[1] D.E. van Drimmelen was voorzitter van de Voorlopige Adviesraad voor de visserij op het IJsselmeer. Deze adviesraad, in 1964 ingesteld door de minister, kreeg tot taak gevraagd en ongevraagd advies uit te brengen inzake de doelmatige inrichting van de IJsselmeervisserij. Zijn archief, in bezit van J. Quak, bevat verschillende eerder gepubliceerde en ongepubliceerde stukken, waaronder de aal en de aalvisserij. De Adviesraad bracht onder meer in 1966 het "Rapport inzake de Ijsselmeervisserij" uit.

[2] De "factor 2"wordt door Klein Breteler (2008) gehanteerd om vangsten in kg/ha te herleiden naar produktie in kg/ha.

getroffen maatregelen om de trek van de glasaal naar het IJsselmeer te bevorderen. Havinga (1941) vermeldt dat uitsluitend nog in de oorlogssituatie van mei 1940 de spuisluizen zijn geopend, waardoor zout water naar binnen is gestroomd. [3]

5. Data, ontwikkelingen en veranderingen in de tijd

5.1 Voor de afsluiting (1932)

Aalvisserij vond vooral plaats met fuiken en de zgn. (wonder) kuil. Hiervoor gold een aparte reglementering (Jaarverslag Visserijinspectie 1920, deel I Dienst der inspectie en werking van het toezicht.) De primaire visserij was gericht op haring en ansjovis, aalvisserij werd meer periodiek – "tussen de bedrijven door" - uitgeoefend. De visserijinspanning is niet bekend, maar zal gegeven het secundaire karakter van de visserij niet maximaal zijn geweest. De totaal aanvoeren schommelden voor de periode 1916-1931 tussen 650 en 1000 ton. Er werd een onderscheid gemaakt tussen de visserij in de noordelijke Zuiderzee en de visserij in de zgn. "kom". De aanvoer uit het areaal Zuiderzee-kom was gemiddeld een factor 6-12 hoger dan de aanvoer uit Zuiderzee-noord. Voor de aanvoer "kom" was Volendam veruit het belangrijkst (circa 50%), gevolgd door Harderwijk, Elburg en Spakenburg. In totaal waren er 24 aanvoerplaatsen. De Zuiderzee werd beschouwd als kustwater. Bij een toenmalig oppervlak van circa 300.000 ha, kwam de gemiddelde aanvoer overeen met 2 -4 kg/ha. Met de kanttekening dat de visserijinspanning zeer waarschijnlijk relatief laag was. De visserij werd slechts voor een deel mechanisch uitgevoerd, en het netwerk van de fuiken (katoen) had indertijd een lagere efficientie dan het tegenwoordige nylon. Ook gelet op de grote voedselrijkdom, in bijzonder ook aan kreeftachtigen (garnalen) en jonge haring, zal de werkelijke aalproduktie beduidend hoger zijn geweest dan 2-4 kg/ha of met "factor 2" : 4-8 kg/ha.

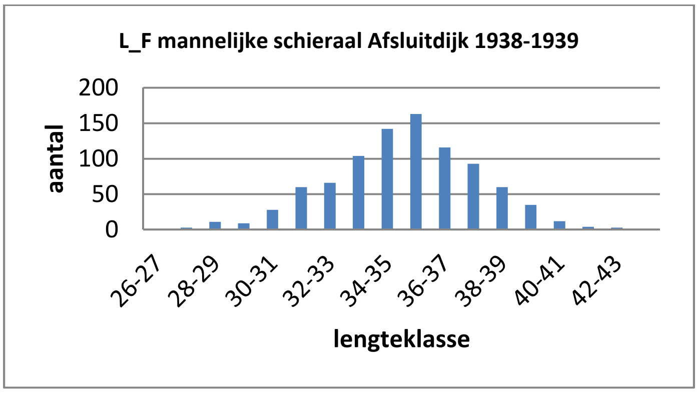
5.2 Periode 1932-1940

Het gereedkomen van de Afsluitdijk (1932) betekende een dramatische verandering in de samenstelling van de visstand en de uitoefening van de visserij. Op basis van de aanvoeren was de "kom" voor vrijwel alle soorten het belangrijkste visgebied. De veranderingen in de visstand – inclusief aal – zijn onderzocht en gedocumenteerd door Redeke (1922), Havinga (in: de Beaufort,1954) en Havinga (1945). [4] In zijn rapport van 1945 geeft Havinga een uitgebreid overzicht van de veranderingen in de aalstand van het IJsselmeer, o.a. in relatie tot de veranderingen in milieuomstandigheden. De aalvangst (aanvoer)nam in de eerste jaren na de afsluiting snel toe [vgl: 1930: 900 ton, 1933: 2125 ton.]. Een van de oorzaken is de gedeeltelijke transitie van de vroegere haring- en ansjovisvissers naar de aalvisserij, waardoor de visserijinspanning op aal beduidend groter is geworden . Een financieel instrument hiervoor werd verschaft vanuit de Zuiderzeesteunwet. Een andere oorzaak is de verdichting van de aalstand

[3] De glasaalindex voor DO 1940 is vrij laag. Denkbaar is echter dat in de meidagen bij geopende spuisluizen veel glasaal naar binnen is getrokken. De glasaal was vermoedelijk vrij laat als gevolg van de lange, koude periode in januari –februari. Het zou (ten dele) ook een mogelijke verklaring kunnen zijn voor de zeer grote aanvoeren in de jaren 1946-1948.

[4] Rapport van de directeur van het Rijksinstituut voor Visscherijonderzoek, uitgebracht aan de voorzitter van de Generale commissie Zuiderzeesteunwet, september 1945 (in archief van D.E. van Drimmelen)

vanaf 1935 in het snel verzoetende IJsselmeer, zoals proefvisserijen aantoonden (Havinga, 1945). Beide factoren hebben gezorgd voor een sterke toename van de aalaanvoeren. Op 15 november 1937 werd de maat verhoogd van 25 naar 28 cm. Daardoor zakte de aanvoer tijdelijk in 1938 en 1939, maar 1940 en 1940 zijn weer sterke stijgingen in de aanvoercijfers te zien (fig 1). De aalstand bleek opgebouwd uit een groot aantal ondermaatse exemplaren, zoals proefvisserijen met de fijnmazige kuil in 1938-1940 aantoonden. Onderzoek aan mannelijke schieraal toonde aan dat de lengtetop lag bij 36 cm, met een evenwichtige verdeling /spreiding (figuur 2).



Figuur 2. L-F verdeling mannelijke schieraal Afsluitdijk 1938-1939.

Havinga gaat ook in op de glasaalintrek in relatie tot de (groeiende) aalstand in het IJsselmeer en stelt dat de intrek in (doortrek naar) Noord-Holland, Friesland en Noordwest-Overijssel waarschijnlijk is afgenomen, op basis van aldaar afnemende vangsten. Havinga beschrijft ook de groei van de aal. Gemiddeld werd de maat van 28 cm in de loop van het vijfde jaar (zomer, groeiseizoen) bereikt, met de kanttekening van het (toen ook al bekende) verschijnsel van het uiteengroeien in lengte/gewicht van een cohort glasaal gedurende de rode aal fase.

5.3 Periode 1940-1950

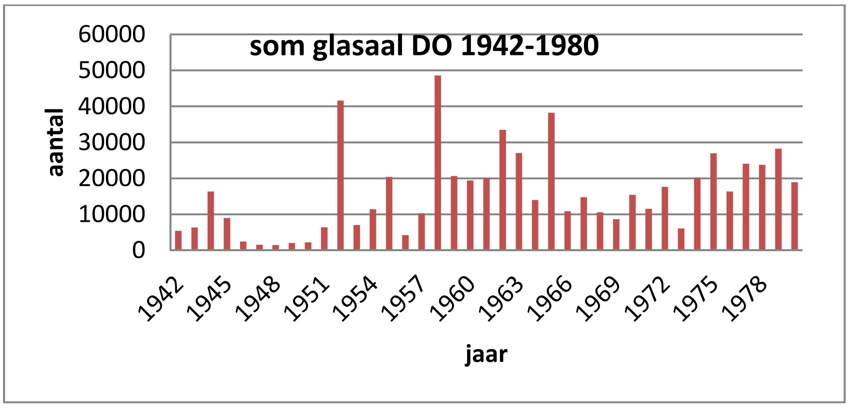
De aanvoercijfers van de (latere) oorlogsjaren geven volgens Havinga (1945) een vertekend beeld. Brandstof werd schaars en er kwam een verbod op het kuilen in de nacht, de periode waarin in het algemeen de grootste kuilvangsten werden gerealiseerd (VAIJ, 1966). Niet zonder betekenis zal ook wel zijn geweest dat vanwege de oorlogssituatie aan een deel van de Noordzeevloot vergunningen werden verstrekt voor de visserij op het IJsselmeer. Ook werd in de oorlogsjaren met voedselschaarste, een (onbekend) deel clandestien, niet via de afslag, verhandeld. De inpoldering van de Noordoostpolder werd in 1942 gerealiseerd (48.000 ha). Havinga verklaart andere fluctuaties in de aanvoer deels via fluctuaties in de glasaalintrek, deels door natuurlijke fluctuaties in het primaire voedselaanbod voor de aal zoals muggelarven. Denkbaar is dat een aantal warme zomers en strenge winters in de periode 1940-1950 hierop invloed hebben gehad. Op basis van aanvoeren en data uit de proefvisserijen, schat Havinga in 1945 het aalbestand minimaal op 90 miljoen maatse en 240 miljoen ondermaatse alen = circa 1100 alen /hectare. Volgens Havinga is dit zeer waarschijnlijk een onderschatting, omdat de zeer kleine aaltjes (1 en 2 jaar na intrek; 10-15 cm lengte) niet of nauwelijks worden gevangen in de proefvisserij. Havinga schat de sex-ratio mannetjes:

vrouwtjes = 9:1 en het jaarlijkse aandeel schieraal in de aanvoer op 10%. [5] Havinga stelt dat jaarlijks grofweg 2/3 van het maatse bestand wordt gevangen.

5.4 Periode 1950-1960

Na 1950 hebben verschillende commissies zich gebogen over de toestand van en de prognoses voor de IJsselmeervisserij (commissie Zaal, Voorlopige Adviesraad voor de visserij op het IJsselmeer (VAIJ), zie voetnoot). Een kernvraagstuk hierbij was hoe de verder geplande inpolderingen zouden doorwerken naar de visserij (en veranderingen in de visstand) en welke transitie van de beroepsvisserij hiervoor nodig zou zijn. De inpoldering van Oostelijk Flevoland werd in 1957 gerealiseerd (oppervlakte 54.000 ha; gevolg areaal- en produktievermindering). Zoals in fig. 1 is af te lezen, is de aanvoer medio vijftiger jaren relatief laag. Als de twee meest belangrijke oorzaken worden genoemd:

1. Lage intrek van glasaal in periode 1945-1950 (figuur 3), het grote glasaalcohort van 1952 was nog niet in de vangst;
2. Gedeeltelijke reductie visserijinspanning door uitkoopregeling i.v.m. aanstaande inpolderingen.



Figuur 3. Aantallen gevangen glasaal bij Den Oever per jaar; op basis van cumulatieve (gesommeerde) gestandaardiseerde bemonstering met halen_kruisnet (data RIVO en VAIJ)

Over de periode 1942-1965 zijn jaarlijks gemiddeld 48 glasalen per haal-kruisnet gevangen (standaard bemonstering t.b.v. glasaal-index; data De Graaf, 2011 tabel NL.A). Gesommeerd gemiddeld 15400 per jaar. Haal-kruisnet is over periode april-mei, vandaar de verschillen bijv. voor de jaren 1952-1958 met de tabel van De Graaf. Gesommeerd betreft alle maanden in periode februari-juni). 1 glasaal haal-kruisnet correspondeert met 321 glasalen gesommeerd. Op basis hiervan is sommering glasaal 1966-1980 uitgerekend. Hierop kan nog een check uit de jaarverslagen Visserij plaatsvinden.

Vooral over de periode 1950 - 1970 is de technische en industriële ontwikkeling van de IJsselmeervisserij m.b.t. de aal een relevante factor. Zo maakte de zeilkuilers op aal verder plaats voor motorkuilers en nam het motorvermogen al dan niet illegaal fors toe (verhoging

[5] Meer recente onderzoeken wijzen op de relatie dichtheid-geslachtsontwikkeling, waarbij dichte bestanden zich hoofdzakelijk ontwikkelen tot mannetjes, in dunnere bestanden ontwikkelen zich relatief meer vrouwtjes (o.a. Tesch, 1999). De biologische verklaring voor dit fenomeen moet waarschijnlijk worden gezocht in de levensstrategie van de soort, gericht op optimalisering van de eiproduktie en recrutering, bezien vanuit verschillende groeiscenario's voor mannetjes en vrouwtjes.

viserijinspanning) . De beperking van het motorvermogen tot 20 pk van de motorkuilers (praktijk 60-100 pk) werd vervangen door een maximale trekkrachtnorm.

In 1933 vormde de kuilvisserij het hoofdbedrijf : 400 zeilkuilers en 60 motorkuilers waren geregistreerd ; in 1940 430 zeilkuilers en 80 motorkuilers. Verhouding vangstcijfers: 5 zeilkuilers = 2 motorkuilers. Samenstelling bijvangst zgn. nest: 75-80% pos, 20-25% spiering. Kuil was belangrijkste vistuig: meer dan 60% van de aangevoerde aal is kuilaal, bijv. in 1941 62,4%, in 1942 66,3%. Er waren verschillende kuiltypen, waarvan uiteindelijk alleen de dwarskuil resteerde. Ter regulering van de visserijinspanning werd in 1940 de grens gesteld op 20 pk, maar in oorlogsjaren werd 20-40 pk toegestaan. In de vijftiger jaren werden de motoren verder illegaal opgevoerd, in 1960 was er sprake van veel nieuwbouw diesels met een vermogen van 60 pk (Schaper (1962), VAIJ (1966)).

5.5 Periode 1960 -1970

De VAIJ (1966) voerde een omvangrijke inventarisatie uit naar de historie, de toenmalige actuele toestand en prognotiseerde de toekomst van de visstand en de IJsselmeervisserij. De VAIJ concludeert het volgende (selectie specifiek aal, samengevat)[6].

1. De inpolderingen betreffen de vruchtbaarste delen van het IJsselmeer. Het is aannemelijk dat een belangrijk deel van het toekomstige IJsselmeer een minder geschikt areaal zal vormen voor de aal.
2. De waterverontreiniging, vooral van industriële herkomst, vormt een bedreiging, in het bijzonder door de toen reeds geconstateerde smaakbezwaren.
3. Het IJsselmeer kan als een vruchtbaar water worden aangemerkt. De verdere inpoldering zal een relatieve stijging van zowel nuttige als schadelijke stoffen veroorzaken. Niet met enige zekerheid kan worden voorspeld welke gevolgen e.e.a. zal hebben voor de vruchtbaarheid van het toekomstige IJsselmeer. Er is aanleiding om aan te nemen dat het IJsselmeer ook in de toekomst een vruchtbaar viswater zal blijven, zij het in wat geringe mate dan tegenwoordig.
4. De fluctuaties in de aalaanvoeren waren in het verleden te herleiden tot de omvang van de glasaalintrek in een corresponderend aantal jaren ervoor. Voor de daling welke na 1959 intrad is dan niet het geval en er is dan ook sprake van een verminderd rendement van de binnengetrokken glasaal. [fig 1]
5. Het hoge niveau van de glasaalintrek na 1951 (figuur 3) heeft geleid tot een naar aantallen hogere dichtheid van de aal en tot een relatieve toename van het ondermaatse deel van de aalstand. Dat hierbij de groeisnelheid is gedaald, staat niet vast, maar is wel waarschijnlijk. De laatste jaren is de groeisnelheid vrijwel stabiel, namelijk circa 3 cm/jaar. Niet bekend is of deze groeisnelheid optimaal is en welke invloed de groeisnelheid heeft op leeftijd c.q. lengte van de schieraal.
6. Het lage percentage schieraal dat op het IJsselmeer wordt gevangen, wijst op een te intensieve bevissing van de aal.

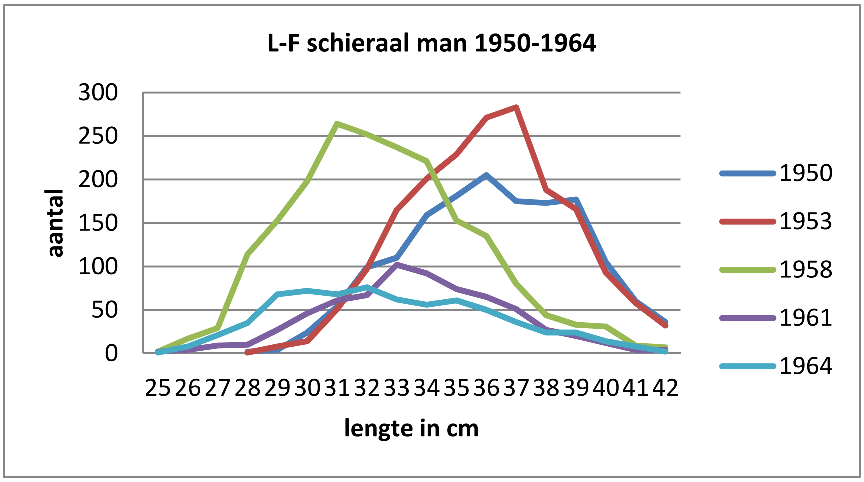
[6] Hierbij moet er rekening mee worden gehouden dat de Raad haar analyses uitvoerde en advies uitbracht in een periode dat de NOP en OF inmiddels waren ingepolderd en aan de aalvisserij waren onttrokken. In die periode was ook de inpoldering van de Markerwaard nog voorzien, hetgeen de Raad in haar beschouwing betrekt.

7. Deze stijging van de bevissingsintensiteit heeft zich voltrokken zowel bij de kuilvisserij als bij de fuikenvisserij.
8. Voor het toekomstig beheer van de aalstand moet er van worden uitgegaan dat momenteel het bovenmaatse deel wordt overbevist; de bevissingsintensiteit van de rode aal zal moeten worden verminderd.
9. Door de verdere inpolderingen zullen de tegenwoordige visserijmogelijkheden voor de kuil en de fuiken met circa 40% dalen.
10. Doordat de vruchtbaarste delen worden ingepolderd zal het voor de aal geschikte areaal meer dan proportioneel worden verkleind (…) Bij een blijvend hoog niveau van glasaalintrek moet rekening worden gehouden met een verdere stijging van de dichtheid resp. daling van de groeisnelheid.
11. Er is in dit stadium geen aanleiding tot verhoging noch tot verlaging van de minimummaat (28 cm).
12. Pos komt op het IJsselmeer zeer talrijk voor en zal bij het op het IJsselmeer te voeren visserijbeheer steeds een belangrijk punt van overweging moeten vormen. Ondanks een zeer intensieve bevissing heeft zich een hoge dichtheid kunnen handhaven. Het valt niet te voorspellen welke verschuivingen een geheel of gedeeltelijk verbod van de kuil met het oog op de pos zullen veroorzaken. Pos is als voedsel voor o.a. aal belangrijk te noemen, doch is tevens een ernstige voedselconcurrent voor de aal.

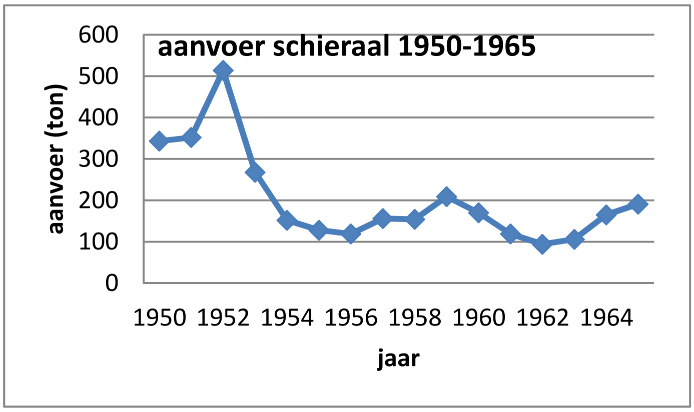
Het is van belang een aantal punten van de VAIJ nader te beschouwen.

Lengteverschuiving schieraal, aandeel en aantal schieraal

De volgende figuur (fig 4.) geeft voor een aantal jaren in de periode 1950 -1964 de L-F verdeling van een monster mannelijke schieraal (Afsluitdijk) [de complete dataset is beschikbaar, voor de overzichtelijkheid zijn de data van 5 jaren genomen, verspreid over deze periode]. Aan het begin van de periode ligt de top rond 36-37 cm (vergelijkbaar met 1938/39, figuur 2), later in de tijd verschuift de top naar 31-33 cm en nemen de aantallen /aanvoer af (figuur 5). Het relatief hoge aantal in 1958 is waarschijnlijk gecorreleerd met de zeer hoge glasaalintrek van 1952 (grootste deel cohort 6 jaar later in de vangst als schieraal, in figuur 5 mogelijk zichtbaar als een kleine verhoging). De visserijinspanning nam in deze periode fors toe: zowel door de (verdere) omschakeling van de zeil- naar de motorkuil, als door het opvoeren van de motoren en de transitie van pk-beperking naar trekkrachtbeperking.   Hoewel er ongetwijfeld ook schieraal vanuit andere gebieden in de vangsten en monstername aanwezig zullen zijn geweest, wordt aangenomen dat het grootste aandeel het IJsselmeer als herkomstgebied heeft gehad.

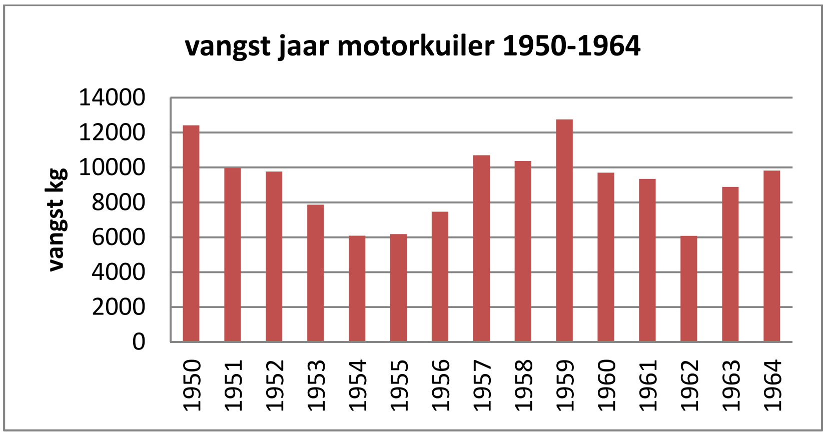


Figuur 4. Veranderingen in L-F verdeling en relatieve aantallen schieraal (Afsluitdijk) 1950-1964 (data VAIJ, 1966).



Figuur 5. Aanvoer schieraal 1950-1965 (data VAIJ, 1966)

Figuur 6 geeft de vangst per jaar per motorkuiler voor de periode 1950-1964. De lagere vangsten in de periode 1953-1956 houden verband met de lage glasaalintrek in de periode 1945 -1951. De top in 1959 houdt verband met de zeer hoge glasaalintrek van 1952. De verwachting dat het grote glasaalcohort van 1958 vanaf 1964 in de vangst zou komen, is echter niet bewaarheid. De VAIJ beschouwt dit, evenals het lage aandeel schieraal in de vangst (fig. 5), als een belangrijke indicatie van overbevissing, in het bijzonder vanaf 1960 toen in veel kuilers nieuwe motoren werden ingebouwd.



Figuur 6.[7]

Sinds de afsluiting, heeft het (voormalige) RIVO onderzocht verricht naar de wisselwerking visstand-visserij. Korringa et.al. (1969) vatten de verschenen rapporten en publikaties over die periode betreffende de aal als volgt samen. [selectie gemaakt in kader vraagstellingen]

1. Tot circa 1955 maakt de schieraal in gewicht circa 10% uit van de totale aalvangsten. Tot 1960 bleek er een duidelijk verband tussen de vangst aan schieraal en de omvang van de glasaalintrek een periode daarvoor.
2. Een verhoogde visserijintensiteit in de vijftiger jaren door het (verboden) gebruik van motoren > 20 pk (in de praktijk tot wel 100 pk) leidde tot een grotere druk op de aalstand, en daarmee een teruggang van zowel de rode aalvangsten als de schieraal vangsten. De gevangen aal bleek ook gemiddeld jonger dan in vroegere jaren met een geringere visserijintensiteit.
3. De aanbeveling is de rode aal minder intensief te bevissen, waardoor de afmeting (+ gewicht) zullen toenemen en het aandeel (bedrijfseconomisch) waardevolle schieraal zal toenemen. Een beperking van de kuilvisserij wordt aanbevolen als het meest effectief.

5.6 Situatie rond 1970

De situatie van de aalstand en de gebeurtenissen rond 1970 zijn van belang voor de beschouwing over de periode 1970-1980 (mogelijke referentieperiode). Zuidelijk Flevoland was in 1968 definitief aan het areaal onttrokken, waarbij nog ruim 60 ton ondermaatse aal uit dit inmiddels bedijkte gebied naar het IJsselmeer was overgezet. Volgens een persbericht van het ministerie van Landbouw &Visserij (1971) wordt het verlies aan aalopbrengsten door Zuidelijk-Flevoland geschat op 500.000 kg, uitgaande van een gemiddelde visserijopbrengst van 10 kg/ha. Gerekend vanuit deze waarde, bedraagt als gevolg van de inpolderingen het totale verlies in aanvoer grofweg 1500 ton.

Inpolderingen

Tabel 1 toont jaar van afsluiting/inpoldering en de oppervlakte ervan.

[7] Voor 1953 geen kuilvisserij tussen zaterdag 18 uur en zondag 24 uur, vanaf 1953 van zaterdag 18 uur -maandag 16 uur. Van 1955-1961 eerste en laatste 2 weken van kuilseizoen uitsluitend kuilvisserij bezuiden lijn Enkhuizen - Urk . Illegaal opvoeren motoren (van 20 -60 pk) vond vooral plaats tussen 1952-1955 (VAIJ,1966)

NOP	1942	48.000 ha
OF	1957	54.000 ha
ZF	1968	44.000 ha
Randmeren		8.000 ha
Resterend IJsselmeer		154.000 ha

Tabel 1.

jaar	Aanvoer (ton)
1968	2229
1969	2167
1970	1112
1971	853
1972	857

Tabel 2.

Tabel 2 geeft de aanvoeren weer rond 1970, het jaar waarin niet meer met de kuil mocht worden gevist. De aanvoeren gemiddeld over de periode 1960-1969 vergeleken met 1970-1979 waren:

- 2212 ton
- 869 ton.

De afname van 60% tussen beide decaden, wordt exact weerspiegeld in de vergelijking van de aanvoer 1968/69 met 1971/72: eveneens 60%. De aan/afwezigheid van de kuilvisserij lijkt hiermee een belangrijke factor in de duiding van de aalvangsten resp. aalproductie. Rond 1970 waren echter wel de boven-gemiddeld sterke glasaalcohorten uit 1959-1963 uit de visserij verdwenen en het zeer grote cohort van 1965 kwam pas vanaf/na 1972 in de vangst. Het Jaarverslag visserij (1971) vermeldt op basis van een analyse van de gemiddelde aalgroei over de voorafgaande 15 jaar, deze als tamelijk constant op 3,7 cm /jaar.

5.7 Periode 1970 -1980

Rond 1970 vloeide 1/3 deel van de kuilvissers af, de resterende vissers schakelden over op de fuikenvisserij[8]. In de periode 1970-1980 nam derhalve de omvang van de fuikenvisserij sterk toe (Dekker, 1991; Dekker, 2010)[9]. De introductie van de visserij met schietfuiken was hierbij een factor van betekenis, evenals het door de inpolderingen vergrote areaal aan dijken voor de visserij met de grote fuiken. De Houtribdijk, aangelegd voor de inpoldering van de Markerwaard, werd in 1976 voltooid. Daarmee kwam een scheiding tussen het IJsselmeer en Markermeer (+ Randmeren). Met ingang van 1977 verviel de veilplicht. De hoeveelheden aal die rechtstreeks aan de handel worden geleverd zijn niet bekend. Betrouwbare statistieken ontbreken (Jaarverslag ministerie L&V, 1977).

Van belang is het beschikbare cijfermateriaal aan de hand van enkele parameters over deze periode verder te beschouwen.

a) Verhouding aanvoer rode aal :schieraal

Tabel 3 geeft voor een aantal jaren uit de decade 1970-79 de aanvoeren aan rode aal, schieraal en de percentage schier: rood. Het aandeel schieraal in het midden van de periode bedraagt 16-18% en lijkt aan het einde af te nemen. Niettemin ligt het aandeel schieraal (ver) boven de 10 % die Korringa et.al noemen voor de periode tot 1955. Dit kan erop wijzen dat de bevissingsintensiteit (tijdelijk) is

[8] Beschikking 1970-1973 Sanering IJsselmeervloot verbod kuilvisserij. De beschikking beoogde eveneens het aantal vissers te reduceren i.v.m. de geplande aanleg van de Markerwaard.
[9] Op basis van een in 1988 uitgevoerd post-hoc onderzoek onder 100 vissers (respons circa 50%, geanoniemiseerde formulieren) naar aanlandingen en visserijinspanningen.

afgenomen, maar ook dat de visserijinspanning rode aal-schieraal deels is verschoven naar de schieraal. Dit laatste lijkt niet waarschijnlijk gegeven de sterke toename van het aantal schietfuiken (= primair visserij rode aal).

jaar	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Aanvoer rode aal	853	857	823	843	1000	1172	783	719	531
Aanvoer schieraal	?	?	?	126	216	?	168	103	88
% schier; rood	?	?	?	16	17	?	18	13	14

Tabel 4. Data: Jaarcijfers over de visserij, ministerie van Landbouw & Visserij (aanvoercijfers in 1000 kg).

b) lengte mannelijke schieraal

1971: gemiddeld 34 cm

1974: gemiddeld 34,5 cm (monster 3300 stuks)

1975: gemiddeld 37 cm

1978: gemiddelde lengte Afsluitdijk 34,4 cm; Houtribdijk 34,5 cm (monster 4400 stuks)

De cijfers roepen het beeld op van een tijdelijke groeiversnelling in het midden van de decade die daarna weer afneemt. Mogelijke verklaringen hiervoor zijn de gemiddeld warme zomers van 1975 en 1976 en/of een tijdelijk afgenomen visserijinspanning. Meer informatie hierover ontbreekt echter. Een groeiversnelling impliceert ook dat het dragend vermogen in de vorm van het voedselaanbod voor aal niet maximaal zou zijn benut. Dit lijkt niet waarschijnlijk gezien de grote bestanden aan brasem en pos in deze periode (De Leeuw; Lammens : in Noordhuis, 2010).

b) Vergelijking glasaal-opbrengst perioden lage glasaalintrek

De relatieve lage glasaalintrek in de periode 1966-1973, van belang voor de productie en vangsten voor de periode 1973-1980 bedroeg gemiddeld 12.000 per jaar (som DO). Dit heeft geleid tot een geregistreerde aanvoer van gemiddeld 817 ton/jaar (bij een groeisnelheid van circa 3 cm circa 7 jaar later in de vangst, met de nodige spreiding). Deze vangst werd gerealiseerd in een potentieel visserijgebied van circa 150.000 ha (5,5 kg/ha). De periode met de laagste glasaalintrek was 1945-1951 met gemiddeld 3600 glasalen/jaar (som DO), een factor 3 lager dan voor de periode 1966-1973. De zwakke glasaalcohorten 1945-1951 kwamen in de periode 1952-1958 in de vangst en leidden tot een aanvoer van gemiddeld 2554 ton. Deze vangst werd gerealiseerd in een potentieel visserijgebied van circa 250.000 ha (10,2 kg/ha). Dit betekent dat met een factor 3 **lagere** intrek, in de periode 1952-1958 een 2x **hogere** vangst per hectare werd gerealiseerd dan in de periode 1973-1980.

Mogelijke verklaringen:

1. De gepubliceerde aanvoercijfers 1973-1980 zijn (veel) lager dan de werkelijke onttrekking is geweest. In de Jaarverslagen van 1975 en 1977 wordt hieraan gememoreerd. [10] Het opvallend grote verschil in aanvoer 1976 en 1977 (afschaffing veilplicht) bedraagt bijna 400 ton en indiceert mogelijk een forse aanvoer buiten de afslag om.
2. De reële visserijinspanning was in de periode 1973-1980 zodanig verminderd dat slechts een beperkt deel van de produktie werd gevangen. Verschillende waarnemingen en data zouden dit scenario kunnen ondersteunen, andere echter niet.

Ondersteunend:

- hoger percentage schieraal (tabel 4). Deze factor kan alleen ondersteunend zijn als de betrouwbaarheid van de rode aal en schieraal aanlandingen even betrouwbaar zijn. Hierover kunnen echter geen uitspraken worden gedaan.
- snellere aalgroei. Het geschetste beeld en de data hierover zijn diffuus. In 1974 wordt gemeld dat de groeisnelheid nog steeds circa 3 cm/jaar (ruim) bedraagt. In 1975 wordt een opvallende versnelling in de aalgroei gerapporteerd, die na 1977 weer afneemt. In hetzelfde jaarverslag wordt echter gemeld dat de groeiversnelling geleidelijk is opgetreden. Jaarverslag 1977 vermeldt : (…) *Het lijkt erop dat de groeiversnelling die zich sinds 1970 manifesteerde, tot een einde komt. (…)*. Op basis van de data uit de jaarlijkse monitoring lag in 1970 de leeftijdstop van maatse aal bij 7+8 jaar oude alen, in 1974 bij 4+5 jaar oude alen en in 1977 bij 3+4 jaar oude alen (leeftijden vanaf glasaal). Een redelijke verklaring voor de mogelijkheid dat in enkele jaren tijd een groeiverdubbeling optreedt ontbreekt echter. De Jaarverslagen 1971 en 1972 rapporteren dat kleine aal in ruime mate werd gevangen. Jaarverslag 1974 meldt dat in 1974 in augustus zeer veel aal werd aangetroffen, op basis van onderzoek met de gewone aalkuil. Voor een sterke verdunning van de aalstand, resulterend in een hogere individuele groei (bij dichtheidsafhankelijkheid) bestaan derhalve geen aanwijzingen.
- Lagere visserijinspanning. De door Dekker (1991) posthoc verzamelde data suggereren een nominale toename van het aantal schietfuiken van 0 (1970) tot circa 25.000 (1979). Hoekwant-, kistjes- en staanfuikenvisserij vertonen een tamelijk constant beeld. De met de schietfuiken gestegen visserijinspanning wordt echter nergens zichtbaar in de aanlandingen. Vanuit bedrijfseconomisch perspectief (o.a. kosten arbeid, investeringen, onderhoud) kan dat opvallend worden genoemd. De mogelijkheid dat het aantal schietfuiken al vanaf 1971 veel hoger is geweest dan uit het post-hoc onderzoek (17 jaar later) volgt, kan hierbij niet worden uitgesloten.
- Verschil efficiëntie vangtuigen. In de combinatie van inspanning en efficiëntie is het denkbaar dat de kuilvisserij veel effectiever was dan de (schiet-) fuikenvisserij. Dit impliceert wel dat de werkelijke (maatse) aalstand tussen 1970-1980 (veel) hoger is geweest dan de aanlandingen aangeven. Bij het gebruik als referentieperiode dient daarmee rekening te worden gehouden.

Niet ondersteunend:

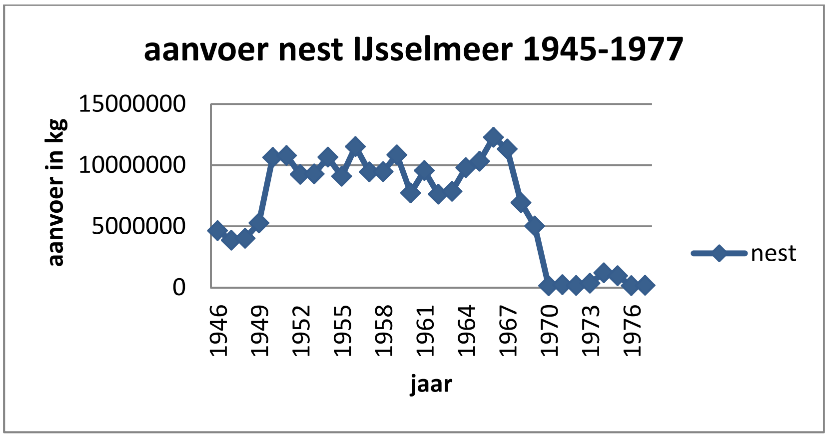
- In het kader van een merkprogramma aal IJsselmeer-Randmeren werden in 1971 1875 alen gemerkt. Binnen enkele weken werd hiervan 24% door beroepsvissers teruggemeld. Volgens de onderzoekers wijst dit op een opmerkelijk hoge visserijintensiteit.
- De fuikenvisserij breidde zich uit in de loop van de periode 1970-1980, in het bijzonder ook door de introductie van de visserij met schietfuiken.

3. De arealen die zijn ingepolderd waren van substantieel grotere betekenis voor de totale aalproductie dan het niet ingepolderde areaal. De VAIJ wijst op dit punt, evenals Grimm& Klinge (2009). De stukken van de VAIJ bevatten echter ook indicaties dat de kuilvisserij in de vijftiger jaren een voorkeur had voor het niet-ingepolderde gebied, met name het diepere geulenstelsel. Uitgaande van een hogere aalproductie in het ingepolderde areaal, rijst wel de vraag of het verschil groot genoeg zou kunnen zijn om het verschil factor 6 (glasaal - aanlandingen) verschil te kunnen verklaren. Informatie op dit punt ontbreekt echter.
4. Tussen 1950 en 1980 is de aanvoer van nutrienten (fosfaat, stikstof) aanmerkelijk toegenomen. P-totaal bereikte bij Lobith tussen 1970 -1980 waarden van 0,8 – 1,0 mg/l, ortho_P 0,2 -0,35 mg/l (zomergemiddelden). [11] . In 1956 bedroeg ortho_P circa 0,05 mg/l, een factor 4-7 x lager. Een direct verband tussen aalproductie en nutriëntenconcentratie is echter niet te geven. Nagelkerke (2009) gaat o.a. voor de TP-range 75-150 µg/l in op de empirische verbanden tussen nutriënten, visbiomassa en productie en de grote spreiding om deze verbanden. Hoewel de aangegeven concentraties veel hoger liggen dan deze range, is het aannemelijk dat ook hiervoor een grote spreiding geldt en voor de mogelijke visbiomassa's aal eveneens. Als uitsluitend de factor nutriënten positief gecorreleerd zou zijn aan de aalproductie, zou de productie in de periode 1970-1980 relatief hoger moeten zijn geweest. Op basis van de vangsten kan dit niet worden geconcludeerd. Indirect zou, mogelijk ook een gevolg van het kuilverbod, de toename van de competitieve benthivore vis zoals brasem in de periode 1970-1980, negatieve invloed gehad kunnen hebben op de voedselbeschikbaarheid voor aal. Vooral vanaf medio zeventiger jaren nam de brasemstand toe (De Leeuw, in Noordhuis, 2010) evenals echter de visserij op deze soort. De huidige nutriëntenniveau's zijn inmiddels vergelijkbaar met de niveau's van de vijftiger jaren. Als er een relatie zou bestaan tussen nutriënten (P, N) en aalproductie, zou dit uitgaande van de huidige concentraties en trends, eerder een argument zijn voor een referentieperiode 1950-'60 dan 1970-'80.
5. Denkbaar is dat het bodembewerkende effect van de kuilvisserij de voedselbeschikbaarheid voor de aal heeft vergroot (grotere beschikbaarheid van bijv. muggelarven). Muggelarven gedijen slechter in losse sliblagen op de bodem (Grimm &Klinge, 2009). Door de kuilvisserij zouden losse sliblagen niet of in mindere mate aanwezig zijn geweest. Door het kuilen zou ook de fysieke beschikbaarheid (beschadigd, gemakkelijk grijpbaar voor aal) van bodemgebonden macrofauna relatief groter kunnen zijn geweest. Voor zover bekend is dit aspect echter niet onderzocht.
6. Aanleg Houtribdijk. De toenemende compartimentering van IJsselmeer en Markermeer door de aanleg van de Houtribdijk kan de migratie van jonge aal naar het Markermeer hebben beïnvloed. Data uit de monitoring indiceren een relatieve aaldichtheid van 25% van het Markermeer in vergelijking met het IJsselmeer (Jaarverslag 1977, idem 1979). Ander

[11] Aanvoer nutrienten via Rijn en IJssel bedraagt circa 75% van de totale aanvoer naar het IJsselmeer (Noordhuis, 2010).

onderzoek toont aan dat het noordelijk deel (IJsselmeer) wordt gekenmerkt door een hoog aandeel van zeer jonge aal (1-2 jaar na intrek). Het lijkt aannemelijk dat de doortrek van jonge aal van noord naar zuid voornamelijk uit tweezomerige of meerzomerige aal bestond. Denkbaar is dat de Houtribdijk hierbij in een bepaalde mate als migratiebarrière is gaan functioneren, waardoor de aalstand in aantallen in het Markermeer is afgenomen. Hier zou dan een groeiversnelling mogelijk zijn geweest met mogelijk een andere sex-ratio[12]. Tegelijkertijd kan de Houtribdijk een verdichting van het bestand op het IJsselmeer hebben veroorzaakt, waarbij een groeiversnelling in dit scenario niet voor de hand ligt. Het overall beeld IJsselmeer-Markermeer zou gegeven het grotere areaal van het IJsselmeer en de dichtere aalstand, geen netto groeiversnelling en/of produktieverandering hebben opgeleverd. Een betere analyse op dit punt zou mogelijk zijn aan de hand van data over de vangsten per compartiment en de populatiesamenstelling en –opbouw uit deze periode. De beschikbare vangstdata zijn echter niet niet herkomstgebied uitgesplitst.

7. Grotere voedselconcurrentie door pos (zie ook 4. Wat betreft brasem). Grofweg werd gedurende de kuilvisserij jaarlijks tot 100 kg/ha aan pos onttrokken. Figuur 6 geeft de jaarlijkse aanvoer van het zgn. "nest" voor de periode 1946-1977 (nest = bijvangst van de kuilvisserij). De aanvoer, welke voor circa 80% bestond uit pos, schommelde gedurende een lange periode rond de 10.000 ton per jaar. Vanaf 1970 – ingaan kuilverbod – daalde de aanvoer naar vrijwel 0. Bezien vanuit de voedselecologie resp. preferentie van aal en pos (vooral muggelarven), is het aannemelijk dat de beëindiging van de kuilvisserij resp. aanvoer van nest, negatieve gevolgen heeft gehad voor de aalproduktie en – opbrengsten na 1970. Ook de VAIJ [zie punt 12] wijst op de gewenst aandacht voor de relatie aal-pos/kuilvisserij-nest. Voor zover bekend, is hier echter geen verder onderzoek naar uitgevoerd. Nadere informatie ontbreekt.
8. Een combinatie van alle of een deel van hiervoor genoemde factoren.
9. Niet genoemde factoren, welke op basis van aanvullend onderzoek als relevant geïdentificeerd zouden kunnen worden. Bijvoorbeeld een vergelijking tussen de visserijinspanning en - efficiëntie met gaand want als de kuil (overwegend nacht, gesloten perioden) en staand want als de fuiken (continu, geen gesloten perioden).



Figuur 6.

[12] Een lagere dichtheid betekent bij de aal niet per definitie een lagere produktie in verband met de dichtheidsafhankelijke geslachtsontwikkeling en het verschil in lengte/gewicht tussen mannetjes en vrouwtjes.

Slotbeschouwing

1. De aalstand en – productie van het IJsselmeer wordt primair gestuurd door de omvang van de intrekkende glasaalcohorten. Voor de gehele periode 1932-1980 waren deze sterk variabel, waarschijnlijk als afspiegeling van de natuurlijke variatie.
2. De kuilvisserij en de ontwikkelingen in de kuilvisserij in de periode 1932-1970 is een relevante, maar ook variabele factor t.a.v. aanlandingen en produktie.
3. De hoge visserijintensiteit, in combinatie met de publiekrechtelijk bepaalde minimummaat voor de aal (28 cm), lijkt vooral sinds eind vijftiger jaren een belangrijke factor voor de omvang van de aalproduktie. De interactie kuilvisserij-aal verliep via verschillende sporen:

    a. Intensieve visserij vanaf de maat leidt er toe dat de relatief snel groeiende individuen uit een cohort niet hun maximale individuele productie zullen realiseren.
    b. Het jaarlijks verwijderen van circa 80 kg/ha pos, zal de produktie van aal hebben bevorderd.
    c. Het "ploegend effect" van de kuilvisserij op de bodem, heeft mogelijk de produktie verhoogd.

4. Met een eenvoudig rekensommetje kan zichtbaar worden gemaakt dat een minder intensieve visserij, in combinatie met een maatverhoging naar bijv. 35 cm, de aalproductie (in termen van aanlanding) van het IJsselmeer zou hebben verdubbeld. Havinga (1945) berekent gemiddeld circa 1100 alen/ha, in de verhouding maats:ondermaats = 1:3. Bij een lengte van 30 cm, is individueel gewicht bovenmaats 45 g; ondermaats 12 g. Dit geeft 11,25 kg/ha maats en 9 kg/ha ondermaats = 20 kg/ha. Bij een minder intensieve visserij of een wettelijke maatverhoging groeien meer individuen door naar bijv. 35 cm, bij een individueel gewicht van 85 gr. Dit geeft bij 1100 alen/ha 21,25 kg/ha maats en 9 kg/ha ondermaats aal = 30 kg/ha. Voor de maatse aal dus bijna een verdubbeling van de biomassa.

5. Het voorgaande indiceert ook dat de "factor 2" in de oorspronkelijke berekening streefbeeld (HvA II) wat betreft de IJsselmeer-data realiteitswaarde heeft.

6. De geregistreerde aalvangsten vertonen rond 1970 een sterke daling van 60%. De beëindiging van de kuilvisserij lijkt hiervoor de belangrijkste factor. Dit zou kunnen betekenen dat de visserijinspanning en/of - efficiëntie na 1970 eveneens sterk is gedaald. Eenduidige informatie ter onderbouwing van deze potentiële oorzaak (of oorzaken) is echter niet beschikbaar.

7. Met een factor 3 **lagere** glasaalintrek, werd in de periode 1952-1958 een 2x **hogere** vangst per hectare werd gerealiseerd dan in de periode 1973-1980. Verschillende, mogelijk ook elkaar versterkende, factoren kunnen hebben bijgedragen aan dit opvallende verschil. Op basis van de beschikbare informatie is een verdere analyse echter niet mogelijk.

8. De indruk is dat de aanlandingsgegevens in de periode 1970-1980 minder betrouwbaar zijn. Het afschaffen van de veilplicht (vanaf 1977) heeft daaraan waarschijnlijk bijgedragen. Uitspraken over de potentiële aalproductie op basis van gedocumenteerde vangsten worden

hiermee niet langer mogelijk. De potentie van deze periode als referentie voor de berekening van het streefbeeld aal, wordt hiermee verminderd.

9. Vanuit de doelstelling van de Aalverordening, ligt de selectie van een referentieperiode voor de hand waarbij de visserijopbrengst c.q. de aalproductie is gecorreleerd aan de glasaalintrek. In het licht van de Aalverordening (streefbeeld baseren op voldoende, kwalitatief toereikend gegevens) en de relatieve betrouwbaarheid van de aanvoerdata, zijn er meer argumenten voor de keuze van een periode voor 1970 dan daarna.

10. Voor het tijdvak 1946-1956 bedraagt de visserijopbrengst 13,5 kg/ha; voor het tijdvak 1957-1966 12,0 en voor het tijdvak 1967-1969 15,2 kg/ha. De afname van het areaal door de inpolderingen is hierin verdisconteerd. Grofweg gesteld bedraagt voor de gehele periode 1945-1969 de range in aanvoer 12 -14 kg/ha en de potentiële productie circa 25 kg/ha. Voor het IJsselmeercomplex (effectief areaal gesteld op 150.000 ha) derhalve een potentiële schieraalproductie van 3750 ton, wat leidt tot een streefbeeld van 1500 ton (bij een gemiddelde DO glasaalintrek van 15.646 over de periode 1945-1969). Als wordt gecorrigeerd voor de aanwezigheid Houtribdijk (geringere bereikbaarheid, lagere produktie) met een verlaging van 75% voor dit areaal, is de schieraalproductie 2665 ton en het streefbeeld 1066 ton.

11. Het opschalen van de door Klein Breteler (2008) gehanteerde referentieperiode 1948-1953 – op basis van Van Drimmelen (1953)- naar 1945-1969 leidt qua grootte-orde niet tot een wezenlijk ander streefbeeld.

Literatuur en bronnen

Beaufort, L. F. de [red.] (1954). Veranderingen in de flora en fauna van de Zuiderzee (thans IJsselmeer) na de afsluiting in 1932. Ned. Dierk. Ver.

Deelder, C.L. (1956). Over het verband tussen glasaalintrek en schieraalvangsten van het IJsselmeer. Visserij-Nieuws 9 (2) p. 24-25.

Deelder, C. L. (1958). Glasaal intrek in het IJsselmeer. Visserijnieuws 11, nr. 3 , 47-49.

Dekker, W. (1991). Assessment of the historical downfall of the IJsselmeer fisheries using anonymous inquiries for effort data [abstract only]. In Cowx, I.G. [ed.] Catch effort sampling strategies. Their application in freshwater fisheries. Oxford

Dekker, W. (2010). Post-evaluation of eel stock management. Rapport nr. C056/10 Imares Wageningen UR.

Drimmelen, D.E. van (1953). Opbrengsten van het viswater in de binnenvisserij. Visserij-Nieuws 6 (8): 114- 117.

Graaf, M. de, S.M. Bierman (2012). Report on the eel stock and eel fishery in the Netherlands in 2011. Rapport C144/12. 54 pp.

Havinga, B. (1941). De veranderingen in den hydrographischen toestand en in de macrofauna van het IJsselmeer gedurende de jaren 1936-1940. Mededeelingen van de Zuiderzee-Commissie nr.5.

Havinga, B. (1945). Rapport van de directeur van het Rijksinstituut voor Visscherijonderzoek, uitgebracht aan de voorzitter van de Generale commissie Zuiderzeesteunwet, september 1945, IJmuiden (in archief van D.E. van Drimmelen)

Grimm, M.P. en M. Klinge (2009). Rekenvoorbeeld m.b.t. het verloop van de aalproductie en oogst in het IJsselmeer. In: Rapport Commissie Eijsackers; Bijlage VI

Heusden, G.P.H. van (1943). De trek van den glasaal naar het IJsselmeer. Thesis, Utrecht.

Jaarcijfers voor de Visserij; Verslagen en mededelingen van de Visserij-inspectie; Jaarverslagen ministerie van Landbouw & visserij 1921-1985

Klein Breteler, J.G.P. (2008). Herstel van de aalstand II.Bouwen aan een beheerplan. Het streefbeeld, de huidige uittrek, een nadere verkenning van de mogelijke maatregelen en een protocol voor het uitzetten van aal. VIVION BV, Utrecht. Projectnr. VIVION 08.002a: 118pp.

Korringa, P. , C.L. Deelder, J. Willemsen (1969). De IJsselmeervisserij gezien door de bril van de visserijbioloog. Nota RIVO, IJmuiden.

Lammens, E.H.H.M. (2010). De brasemvisserij in het IJsselmeergebied en effecten op de waterkwaliteit. In: Noordhuis (red.) , 2010

Leeuw, J. de (2010). Vis. In: Noordhuis (red.), 2010

Nagelkerke, L.A.J. (2009). Empirische benadering van het streefbeeld aal: enige beschouwingen. Wageningen Universiteit .

Noordhuis, R. [red.] (2010). Ecosysteem IJsselmeergebied: nog altijd in ontwikkeling. Rijkswaterstaat Waterdienst, Lelystad.

Redeke, H.C. [red.] (1922). Flora en fauna der Zuiderzee; monografie van een brakwatergebied. Ned. Dierk. Ver. Idem, Supplement 1936

Schaper, A. (1962) De IJsselmeervisserij. Kemink, Utrecht.Proefschrift Amsterdam G.U. Ook verschenen als nr. 28 van de Publicaties van de Stichting voor het bevolkingsonderzoek in de drooggelegde Zuiderzeepolders.

Tesch, F-W. (1999). Der Aal. 3, neubearbeitete Auflage. Parey Buchverlag, Berlin.

Voorlopige Adviesraad voor de visserij op het IJsselmeer. Diverse stukken en onderzoeksgegevens. In archief van D.E. van Drimmelen.

Bijlage 7

Uitzetten van glas- en pootaal en mogelijke invloed op het streefbeeld aal

MEMO

Uitzetten van glas- en pootaal en mogelijke invloed op het streefbeeld aal

J. Quak 15 oktober 2013

1. Het uitzetten van glas- en pootaal kent in Nederland een historie die teruggaat tot het begin van de 20 ste eeuw. De uitzettingen waren in eerste instantie lokaal en kleinschalig van aard en werden tot 1942 verzorgd door de Heidemij, Hoofdafdeling Zoetwatervisscherij[1]. Het uitzetten van glasaal werd van grotere betekenis doordat in toenemende mate blokkades in de natuurlijke intrekroutes tot stand kwamen in de vorm van gemalen en sluizen. Ook de Afsluitdijk (1932) veranderde het intrekregime naar het omringende gebied van Friesland, Noord-Holland en Overijssel. De glasaal bleef onmiddellijk na de afsluiting in het verzoetende IJsselmeer "hangen" en trok veel minder door naar omringende systemen. Zo werd na de afsluiting een belangrijk intrekpunt bij de Ettelandse Kolk (gemaal Stroink) van veel minder betekenis voor de glasaalvoorziening van Noordwest Overijssel. De vraag naar jonge aal om door uitzettingen te voorzien c.q. te compenseren voor deze problematiek nam toe. De meeste glasaal ging na 1932 dan ook naar Friesland, Noord-Holland en Overijssel als compensatie voor de verminderde natuurlijke intrek.

2. Ook in Zuid-Holland en Utrecht werd gedurende lange perioden glasaal uitgezet, vooral als compensatie/ beheermaatregel voor de aanleg van stuwen, sluizen, waardoor de natuurlijke intrek vanuit de rivieren werd belemmerd.

3. Van belang is ook dat tussen 1940-1950 er jaren waren met massale sterftes, ook van aal. Zowel in strenge winters in de oorlogsjaren, maar vooral het jaar 1947 (warmste + droogste zomer 20ste eeuw) was dramatisch. De rode aal bleek zeer gevoelig voor hogere zoutgehaltes in drogere perioden, de vis kreeg zgn. "roodziekte" en leidde tot sterfte. Ook de grote sterfte als gevolg van de zeer langdurige winter 1962-63 mag hier als voorbeeld dienen. Aalsterfte leidde altijd tot een roep om glas- en - in het bijzonder - pootaal[2]. Het ging hierbij dus primair om de instandhouding van de visserij op basis van een aanwezige produktie (areaal), niet om een verdichting c.q. opvoeren van de produktie. Glas- en pootaal moesten worden betaald en als een beroepsvisser kon bestaan van de aalvisserij op basis van natuurlijke intrek, zal hij niet of nauwelijks aan uitzettingen hebben gedaan.

4. Er was tussen 1930-1970 ook veel kleinschalig aalbeheer, bijv. waarbij sluiswachters de glasaal van de rivieren naar de boezem en/of polderwateren naar binnen liet trekken (tijd dat nog niet alle kunstwerken van beton, staal en geautomatiseerd waren. Met de grote ruilverkavelingen vanaf de vijftiger jaren was het ook met dit "aalvriendelijk beheer" gedaan. In de OVB-tijd (vanaf 1952) nam de vraag naar glas- en pootaal dan ook aanzienlijk toe. Ook de uitvoering van de Deltawerken droeg aanzienlijk bij aan de stijging van de vraag en leveringen.

5. Uitzettingen waren ook compensatie voor sterfte door de sterk verslechterde waterkwaliteit in de periode 1950 -1980. Vooral de periodieke vissterfte door zuivel-, aardappel-, strokarton-, suiker- en vlasfabrieken e.d. waren berucht, evenals sterfte door riooloverstorten en het doorspoelen van stedelijk water.

---

[1] De glas- en pootaalvoorziening werd tussen 1942-1952 uitgevoerd door het Rijkspootvisfonds, vanaf 1952 tot 2006 door de Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (OVB).

[2] Bij sterfte onder het maatse, dus vangbare bestand, heeft de visserij een voorkeur voor pootaal (25-28 cm). Deze alen komen snel na uitzet in de vangst, waardoor de continuiteit in de visserij is verzekerd. Pootaal had volgens vissers wel de neiging "weg te trekken", waardoor men een voorkeur had voor glasaal voor uitzettingen. Veel vissers hanteerden ook beide strategieën. De verhoging van de maat op aal van 25 naar 28 cm eind dertiger jaren was ook primair bedoeld om pootaal 25-28 cm ter beschikking te krijgen.

6. De glasaal kende vanaf 1952 overwegend drie donorgebieden: Frankrijk, Engeland en in een beperkter aantal jaren vanuit eigen land Kornwerderzand (+ een zeer beperkt deel Stellendam). De Kornwerderzand vangsten waren in de periode gelimiteerd tot een periode van 1000 kg/jaar, in de zeventiger jaren tot 3000 kg/jaar. De hoeveelheden per jaar vanuit deze gebieden waren variabel. Hoewel de glasaal primair voor "compensatie"werd uitgezet, is in beginsel met uitzetting in geisoleerde wateren t.b.v. de visserij, een produktieverhoging te realiseren. De glasaal werd vooral in grotere complexen (boezemwateren) en polders en afgesloten Deltawateren toegepast. Uitsluitend voor een deel van de Franse en Engelse glasaal zou een argument van "verhoging" kunnen gelden. Voor toepassing van glas- en pootaal werd een maximale toewijzingsnorm gehanteerd voor sturing op vraag en het meestal schaarsere aanbod.

7. De pootaal werd tot 1970 onttrokken uit het gebied van de benedenrivieren (afsluiting Haringvliet). Daarna werd de pootaal onttrokken uit de Waddenzee. De hoeveelheid was gelimiteerd tot circa 30 ton/jaar. Het uitzetten van pootaal, herkomst volledig "eigen"wateren, betreft produktieverplaatsing, geen extra produktie, t.b.v. compensatie.

8. Quick scan De Graaf et.al (2013) : Nederland heeft niet gecorrigeerd voor de mogelijke bijdrage van uitgezette glasaal en/of pootaal aan de visserijopbrengst van 14 kg/ha die is gehanteerd voor "sloten en kanalen" en 21 kg/ha die is gehanteerd voor "meren" bij het vaststellen van het streefbeeld (Klein Breteler 2008, ABP 2009). Er moet echter in acht worden genomen dat de uitzet van (buitenlandse) glasaal vooral een compenserende maatregel was voor migratiebelemmeringen. Het betrof dus voornamelijk uitzettingen in eertijds voor glasaal optrekbare wateren. Uitzettingen vonden destijds dus niet of nauwelijks plaats in nieuwe arealen (wat zou kunnen leiden tot het kunstmatig opwaarderen van streefbeeld) maar werden primair uitgevoerd ter compensatie of mitigatie van verminderde intrekmogelijkheden om aalbestanden op een (natuurlijk) peil te houden in deze (afgesloten) gebieden. De Graaf et.al. (2013) geven een eenvoudig rekenvoorbeeld, waarin is geprobeerd om grofweg een idee te krijgen wat het effect (orde van grootte) is van het verdisconteren van de uitzet van (buitenlandse) glasaal op het Nederlandse streefbeeld. In zijn rekenvoorbeeld is er voor gekozen om te stellen dat 50% van de visserijopbrengsten in "sloten en kanalen" en "meren" het gevolg is van de uitzet van de visserijopbrengsten het gevolg is van de uitzet van buitenlandse glasaal (productieverhoging, correctie noodzakelijk). Een correctie voor de uitzet van (buitenlandse) glasaal verlaagt in zijn berekening B_0 van 13000 ton naar 9600 ton en het streefbeeld van 5200 ton naar 3840 ton.

9. Onderstaand volgt een berekening aan de hand van de werkelijk uitgezette hoeveelheden buitenlandse glasaal over de periode 1946-1980.Over deze periode zijn in de Jaarverslagen van de OVB voor 31 afzonderlijke jaren betrouwbare data gevonden over de herkomst van de glasaal. Hieruit is berekend dat er gemiddeld 5574 kg glasaal van buitenlandse herkomst jaarlijks is uitgezet. Als wordt aangenomen dat dit heeft plaatsgevonden in circa 100.000 ha water, waarop aalvisrechten zijn verhuurd (peiljaar 1971), betekent dit 0,06 kg/glasaal/ha/jaar. [Dit is feitelijk een overschatting, omdat ook glasaal is uitgezet in geïsoleerde wateren voor de sportvisserij en in zgn. "openbare wateren", meestal grotere rivieren en scheepvaartkanalen]. Gerekend met de produktie van de Graaf et.al. (1 kg glasaal geeft een opbrengst van 100 kg aal na 5-15 jaar), leidt dit tot een theoretische maximale productieverhoging van 6 kg aal/ha. (Nogmaals : hierbij wordt er dus ook geen rekening mee gehouden dat er is uitgezet t.b.v. compensatie als gevolg van barrières en sterfte door calamiteiten, wat in de praktijk wel het geval was).

Toegepast in de tabel van De Graaf et.al.(2013), op basis van de gegevens van Klein Breteler, leidt dit tot het volgende overzicht, uitsluitend berekend voor scenario IJsselmeer “zoet”.

	(ha)	**Visserijopbrengst (kg/ha/jr)**	**Visserijopbrengst (ton/jr)**
Scenario A: IJsselmeer “zoet”			
Sloten en kanalen	67515	**8 (was 14)**	540
Meren (excl. IJsselmeer)	32887	**16(was 21)**	526
IJsselmeer	182000	**14 (was 21)**	2548
Rivieren	20876	25	522
Kustwateren	377673	4	1511
Totaal	**680942**	**5647**	

Het volledig verdisconteren van de uitzet van (buitenlandse) glasaal resulteert in het rekenvoorbeeld weliswaar in een lager streefbeeld (4500 ton = 40% van 11300 ton) maar het streefbeeld blijft binnen de huidige gehanteerde range van 2600 – 8100 ton. De berekening aan de hand van de werkelijk glasaaluitzettingen wijken slechts beperkt af van de berekening van De Graaf et.al. 2013 (3840 ton).

Bronnen:

Jaarverslagen Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij 1952-1980

Drimmelen, D.E. van (1987). Schets van de rivier- en binnenvisserij tot het midden van de 20ste eeuw. OVB, Nieuwegein.

Directie Visserij, 1998. Evaluatie Beleid Beroepsbinnenvisserij, Evaluatierapport, Den Haag.

Archief D.E. van Drimmelen

Ministerie van Landbouw en Visserij, Verslagen en Mededelingen over de visserij 1921-1952.

Graaf, M. de, M.T. van der Sluis & A.G. van der Waal (2013). Quick scan streefbeeld aal. Rapport nr. C144/13. Imares

Bijlage 8

Een rekenvoorbeeld met betrekking tot het verloop van de aalproductie en oogst in het IJsselmeer

bijlage die eerder gepubliceerd is in Eijsackers *et al.* (2009).

Een rekenvoorbeeld met betrekking tot het verloop van de aalproductie en oogst in het IJsselmeer. Door M.P. Grimm en M. Klinge

1. Inleiding

De aalstand neemt snel af. Daar moet iets aan gebeuren, dat is iedereen met elkaar eens. Het voorstel is om vast te stellen wat de referentie situatie was qua biomassa en schieraalproductie. Op basis daarvan moet dan de gewenste uittrek worden berekend. Tijdens de eerste hoorzitting viel op dat de aal naar het idee van sommige biologen een vissoort is die zich niet als andere vissoorten gedraagt. Zo zou de soort geen dichtheidsafhankelijke regulatie mechanismen kennen, productie:biomassa ratio's er op na kunnen houden van 10% en een onverklaard grote variatie in de biomassa van de standing stocks kennen.

2. De aal is ook maar een vis

Het begrip maximum biomassa per vissoort: iedere vispopulatie is aan een maximum gebonden. Dat maximum wordt bepaald door het dragend vermogen en dat op zijn beurt is een resultante van biologische producties die in de waterfase en op en in de bodem plaatsvinden op primair, secundair en tertiair niveau.

Wateren die kalkrijke klei als bodem hebben kennen de hoogste biomassa aan vis, die met name van de biologische productie in en op de voedselrijke bodem afhankelijk is. Wateren die een zandbodem hebben herbergen visbiomassa's die voor zo'n 2/3 een afgeleide zijn van de biologische productie in de waterfase. Binnen deze biomassaruimte nemen vissoorten een deel in dat bepaald wordt door de ecologische niche die ze kunnen bezetten en het daarvan afgeleide competitievermogen. In een kleiwater is de maximum biomassa circa 500-600 kg/ha. Daarvan maken planktivore vissen (doorgaans vis kleiner dan 12-15 cm) een biomassa van 100-150 kg/ha uit. Grotere vissen brasem (250- 350 kg), blankvoorn (15-30 kg), kolblei (10-20 kg), snoekbaars en baars (5-25 kg) en paling (20-60 kg) vertegenwoordigen dan de rest.

De biomassa per vissoort kan veranderen als voedselconcurrenten worden toegevoegd en/of verwijderd. Zo zal de toevoeging van karper die in staat is 2x zo diep de bodem om te woelen als brasem de biomassa per hectare verhogen van 500-600 kg/ha tot 800 kg/ha, maar ook de ruimte voor brasem, met name voor individuen van 25 cm en groter, verkleinen. Toevoegen van 300 kg karper betekent een teruggang van 50-100 kg aan dragend vermogen voor brasem. Die reductie wordt dan gerealiseerd door afname en/of stoppen van de groei.

Een gegeven biomassaruimte wordt door de meeste vissoorten per definitie gevuld door zoveel mogelijk individuen. In afwezigheid van roofvissen als regulator betekent dit dat een water gevuld is met heel veel heel kleine en magere vissen. De enige die zich aan dit verschijnsel onttrekt is de snoek, die door onderlinge wegvraat een limiet stelt aan de biomassa nieuwe rekruten.

De aal is een specifieke benutter van het voedselweb in en rond de waterbodem (het benthische voedselweb). Als vuistregel kan gesteld worden dat de biomassa aan aal daardoor gelimiteerd is op 10-20% van de totale visbiomassa. Aal eet muggelarven en muggepoppen. Als de gelegenheid zich voordoet is aal de eerste die ondergelopen oeverlanden intrekt om daar gebruik te maken van een ware voedselexplosie die zich op die voedselrijke bodems voordoet. In vroegere jaren, waarin boezemlanden en uiterwaarden lang onder water konden staan kon de aal een, in vergelijking met nu, hoge biomassa realiseren.

Enige kenmerken van een populatie	Roofvissen	Cypriniden (geen karper)	Aal
Is er gemaximeerde biomassa	Ja	Ja	Ja
Dichtheidsafhankelijke groei, dwz afname groeisnelheid en maximum lengte als max. biomassa is bereikt	Deels	Ja	Ja
Onderlinge wegvraat	Ja	Nee	Nee
Wordt specifieke niche benut	Ja	Nee	Ja
Productie : biomassa ratio’s	0,25-0,50	0,20-0,35	0,20-0,30
Max biomassa op zeeklei	Ook afh. vegetatie 40-75 kg/ha	400-500 kg/ha	40-100 kg/ha
Zand/veen bodems (0,05-0,1 mg PO4/l)	Max 75 kg/ha	50-150 kg/ha	10-30 kg/ha

De aal is geen karper. De soort bezet een specifieke niche. Alleen als de omstandigheden speciaal zijn dan kan de soort de dominante vissoort zijn. Maar de aal is op z’n best in brakke wateren. In deze woestenijen voor andere vis glorieert de aal. Brakwater staat namelijk bol van de kreeftachtigen. Als vis zijn er wat stekelbaarzen, er komt een enkele bot voorbij en er zwemt (in termen van biomassa) wat onbetekenend grut als grondels. In deze wateren kan de aal zonder noemenswaardige concurrentie biomasa’s vertegenwoordigen van 150-300 kg/ha.

Het IJsselmeer is echter geen brakwater en kan ook met de beste wil van de wereld niet meer tot de estuariene systemen gerekend worden. Het IJsselmeer is een zoet binnenwater en daar heerst een ander aalklimaat. In dat water hebben we te maken met maximale biomassa’s en met, ook voor aal, dichtheidsafhankelijke groei. Aal groeit dus langzamer naar mate de maximale biomassa ruimte is ingevuld.

De dichtheidsafhankelijke groei werd in proeven, uitgevoerd in aflaatbare vijvers van de OVB waarvan de bodem uit zeer vruchtbare klei bestond, ondubbelzinnig aangetoond door Jan Klein Breteler. Hij vond dat er rond de 45 kg/hectare sprake was van afname van de productie (vertraagde groei). In de proeven van JKB betrof het een cohort aal: vissen die van circa 22 cm aan het begin van de proef in maart/april groeiden tot circa 33 cm in de herfst. In dezelfde vijvers werd eerder geconstateerd dat een cohort glasaal (800-1200 stuks per hectare) na een groeiseizoen maximaal 35 kg/ha vertegenwoordigde. Indien we er van uit gaan dat beiden cohorten een andere niche exploiteerde (er zal sprake zijn van een zekere overlap) dan komt de maximale biomassa die het meest vruchtbare water in Nederland kan bergen op 80 kg aal van 10-35 cm/ha.

Er rest dan nog een niche die kan worden ingevuld door aal en dat is de niche van vispredator. Welke biomassa kan de visetende aal vertegenwoordigen? Het wordt gerechtvaardigd geacht te veronderstellen dat aal als vispredator de snoekbaars en de baars niet zal overvleugelen. Daarom wordt deze biomassa op 10-20 kg/ha gezet. De bovenkant van deze range geldt dan voor vruchtbare poldersloten en andere kleine wateren.

Van de schaarse redelijk betrouwbare schattingen die er van aalpopulaties gemaakt zijn wijst de schatting van het bureau AquaTerra Water en Bodem BV (thans ATKB) erop dat de zo berekende maximale biomassa van 90 – 100 kg/ha realiteitswaarde heeft. In een water dat onderdeel is van de Zuid-Hollandse stromen vond ATKB 110 kg aal/hectare. In dit soort wateren ligt de productie, door de aanvoer van dood organisch materiaal vanaf de bovenstroom, doorgaans 15-30% hoger dan in stagnante systemen.

In Nederland hebben we vrijwel geen estuarien water meer. Het ontbreken van brakke overgangen tussen zout en zoet is al jaren een zorg van waterbeheerders. Dat was mogelijk anders toen het IJsselmeer nog Zuiderzee was.

Concluderend: aal is een vis en als zodanig gebonden aan maximale biomassa's. Welk maximum moet worden gehanteerd hangt van de aard en vruchtbaarheid van het water af. Hoe het maximum wordt ingevuld (snelle groei en hoge productie of langzame groei) hangt af van het voedselaanbod en van de mate waarin de biomassa ruimte al is ingevuld.
Veel vette muggelarven, zoals die in brakwater maar ook in nieuw geschapen zoete wateren en met name op kleibodems voorkomen, zorgen voor snelle en vette paling. Verdwijnen calorierijke muggelarven (bijvoorbeeld door verslibbing) en komen daarvoor in de plaats laag energetische wormpjes, dan vertraagd de groei en de productie.

3. De bijzondere Zuiderzee
De Zuiderzee was een uniek ecosysteem. Zo uniek dat je, al lezend, nu nog zou willen dat je het van aangezicht tot aangezicht zou kennen. Er waren:

- Kraggenlandschappen-drijvende mattebiesvelden- die tussen Genemuiden, Vollenhove, Ens en Kraggenborg kilometers ver de zee in lagen en die plaatsen als Genemuiden, Vollenhoven en omstreken aan een bloeiende matterij industrie hielpen. De drijvende stukken land werden soms verzwaard met puin en stenen en afgezonken om laag gelegen gronden (Kraggenborg) te beschermen tegen golfaanslag. De grootsheid van dit landschap wordt wat terloops geschetst in het boek over de Zuiderzee van Jac. P. Thijse, die over lage strekdammen door dit land vanaf het Ketelmeer tot onder Ens liep;
- de Hierdensche beek, die zich als een rivier in die zee stort en daar haaks op de kust een delta van honderden meters breed vormt;
- langs de hele Veluwse en Gooise kust reusachtige velden kranswieren en fonteinkruiden, die gelegen op zware kleigrond en door de hoge biomassa-turnover van deze planten zeer goede visgronden vertegenwoordigden.
- langs de zuidwest oever voor Muiden en Muiderberg een rijk geschakeerde ondiepte met afgeslagen oevermateriaal met daarop nog jonge eiken.

De visserij op de Zuiderzee was een ansjovis en haringvisserij. Alleen in perioden van slechte ansjovis-en haringjaren schakelden de vissers over op andere soorten. In het zuidelijke gedeelte werd dan op aal en op garnaal gevist. In het noordelijke deel werd dan bot en krab bejaagd.

De Zuiderzee was een brakwater boven een grotendeels zoetwater bodem. Die zoetwaterbodem was daar waar nu de polders en de randmeren zijn. Maar ook, getuige de groei van de eikjes in de zee, voor de Gooise kust (zie ook J.P. Thijse). Zoete grondwaterstromen vanuit het Veluwemassief en het Gooi/de Utrechtse heuvelrug, van een omvang die we ons nu niet meer voor kunnen stellen, maakten van de Hierdensche beek een rivier van drinkwater en gaf de zee een zoete bodem.

4.Veranderingen in het IJsselmeer
Na afsluiting verzoette het meer buitengewoon snel. Het IJsselmeer zelf had al na vier jaar na afsluiting water dat geschikt was voor de tomatenteelt (minder dan 300ug chloride per liter). Er is ruimte voor de veronderstelling dat het meer 2 jaar na afsluiting al zo verzoet was dat niet meer gesproken kan worden van een brak-estuarien systeem. Dat betekent dat een mogelijke aalpopulatie van 200-300 kg/ha niet meer tot de ecologische mogelijkheden behoorde. Door wegtrek (naar het wad) kan de populatie zich hebben aangepast. Er bleef een maximaal mogelijke biomassa aal voor zoet water over. De geschiedenis van verzoet water in Zeeland leert dat er wel 7-14 jaar overheen kan gaan voordat een water zich met een representatieve visbevolking vult.

Zoete polders en een buitengewoon snelle verzoeting van het IJsselmeer na afsluiting.
De zoete kwel was zo groot dat geen van de polderbodems verzoet hoefden te worden. Na de drooglegging kon er meteen riet (onkruidbestrijding) en het jaar daarop graan ingezaaid worden.

Type bodem en vegetatie. Wegvallen van vruchtbare bodem
Het oppervlak van de Zuiderzee van in totaal grofweg 327.000 hectare bestond voor 210.000 hectare uit zeeklei. Zeer vruchtbare gronden die een hoge biologische productie waarborgen. Van die 210.000 hectare was een oppervlak van 90.000 hectare ondieper dan 2,5 meter en in belangrijke mate overgroeid met zoetwaterplanten als kranswieren en fonteinkruiden.
De poldermakers hadden het goed bekeken. Daar waar de polders waren gepland, lag de beste grond: de zeeklei. Toen in 1967 de werken waren voltooid, restte er alleen in het gedeelte wat nu het Markermeer is een laatste 45.000 hectare vruchtbare klei. De andere 145.000 hectare was voor meer dan 90% in de polders verdwenen. Er lag nog een rest van circa 14.000 hectare in de randmeren.

Het Markermeer getuigde in de jaren zestig en begin van de jaren zeventig van deze vruchtbaarheid. Zodra het water opwarmde hingen er dikke “rookpluimen” met de afmeting van flatgebouwen boven het meer. Miljoenen muggen getuigden dansend van de enorme chironomidendichtheden die op de kleibodems foerageerden. En ook van de in verhouding geringe visbiomassa’s die kennelijk geen noemenswaardige invloed konden uitoefenen. Autorijden langs de Oostvaardersdijk betekende in die tijd herhaaldelijk stilstaan om de voorruit van muggenprut te ontdoen.
Het duurde echter niet lang of deze explosies van vruchtbaarheid behoorden tot het verleden. De aanleg van de Houtribdijk sloot het Markermeer van het IJsselmeer af. Dat had als direct gevolg dat het Markermeer met slib opgeladen werd. Het slib, afkomstig van geërodeerde kleiplaten kon nergens meer heen.
Het eerste effect was verhoogde lichtdispersie en daardoor een afname van instraling op de bodem en een reductie van de bodemalgen en de geassocieerde benthische productie.

Wegvallen van productie gronden door vermesting
In de jaren zestig kwamen eendenmesterijen en slachterijen van de grond op de Veluwe. De mest van de dieren en het afval van de slachterijen werden ongezuiverd in de randmeren geloosd. Het rijk overgroeide Veluwe-Drontemeer werd zo vernietigd. In 1967 ging de snoek-blankvoorn zeelt paling associatie ten onder. Eerst verdween de vegetatie, waardoor de recrutering van plantenminnende soorten wegviel. Daarna decimeerde de uitbraak van tumoren en andere ziekten de overgebleven dieren. Hoewel de teloorgang uitermate slecht is gedocumenteerd mag worden aangenomen dat de randmeren vanaf 1968 tot 1972 geen rol van betekenis meer speelden. Daarna kwamen verbeteringen tot stand door de bouw van

zuiveringen en door doorspoeling met Veluws grondwater van drinkwaterkwaliteit dat nu (nog) in de polders opkwelt.

Wegvallen van productie door verontreiniging van het IJsselmeer
Vanaf het begin van de jaren zeventig ging het IJsselmeer de tol betalen van de verontreiniging die in heel Europa plaatsvond. De eerste grote blauwalgenbloei en de daarmee geassocieerde vissterfte werden (voorzover ik me herinner) in 1974 geconstateerd. In 1975 werd het Markermeer van de grote verontreiniging afgeschermd door de aanleg van de Houtribdijk. Het IJsselmeer ging in toenemende mate onder de gevolgen van blauwalgenoverlast gebukt.

Samenvatting van veranderingen IJsselmeer vanuit het perspectief van aalproductie.
Legenda: * = oppervlakte zware klei buiten littoraal; ** = oppervlakte klei in littoraal met inbegrip van de randmeren. De randmeren tellen tot 1967 en vanaf 1972 mee als productiegrond voor vis. In 1967-1972 valt productie weg als gevolg van waterverontreiniging. NOP=Noordoostpolder, OF=Oostelijk Flevoland, ZF=Zuidelijk Flevoland.

Periode /opp.tot. ha.x 1000	Type productiegrond in hectare x 1000		
	Zware klei (excl. littorale klei)	Zware klei in de littorale zone (incl randmeren)	Zand, lichte klei, veen
‘33 / 327 ha.	190 (115)*	75	137
‘37-‘42 aanleg NOP			
‘42–‘50 NOP/ 279 ha.	142 (87)	55 (60)**	137
’50-’57 aanleg OF			
‘57-‘59 NOP + OF/ 225 ha.	88 (53)	35 (43)	137
‘59-‘68 aanleg ZF			
‘68–‘75 NOP + ZOF/ 182 ha.	45 (30)	15 (29)	137

5 De productie van aal in samenhang met de veranderingen in het IJsselmeer
Aan de hand van wat vuistregels kan de productie van aal globaal worden berekend. Dat geeft inzicht in de mate waarin de veranderingen hebben doorgewerkt. Daaraan kan ook ontleend worden hoe een referentie waarde voor het IJsselmeer zou kunnen worden bepaald.
Aannamen:
1) de verzoeting is zo snel gegaan dat we van meet af het IJsselmeer als een zoetwater ecosysteem mogen beschouwen.
2) de rijke productiegronden in het littoraal hebben in onverstoorde toestand een maximaal productievermogen dat gelijk staat aan dat in kleinschaliger water als polderwater. In het littoraal wordt tussen mattenbies, kranswieren en fonteinkruiden een hoge biomassa van **60-90 kg/ha** gerealiseerd. De productie van dit bestand laat zich met een P/B ratio van 0,3 schatten. In de randmeren valt de productie van de visstand tussen 1967 en 1972 stil. Daarna is tot ver na 1975 geen plantengroei aanwezig. De biomassa en productie wordt vanaf 1972 als op onbegroeide klei verondersteld.
3) de eveneens rijke productiegronden van de veronderstelde onbegroeide zware klei (op diepten van meer dan 2,5 m) kunnen biomassa’s van **30-60 kg/ha** herbergen. Deze

biomassa's zijn minder omdat de voedselgronden, door veel minder schuilgelegenheid, minder efficiënt worden benut. (onderzoek in aflaatbare vijvers toonde aan dat een aalpopulatie in water met bodemzicht minder biomassa produceert dan in troebel water. In de periode voor 1970 speelt dit een rol. P/B ratio = 0,3 tot 1969. Daarna wordt een P/B van 0,25 aangehouden.

4) de lichte zavelgronden, de zandgronden en de sporadische veenopduikingen zijn veel minder productief. De productie wordt hier vooral aangestuurd via het pelagiale voedselweb en veel minder dan op de andere gronden door het benthische voedselweb. In een doorsnee water zal de aalbiomassa, gezien de nutriëntgehalten van het jonge IJsselmeer 8-16 kg/ha zijn. Echter, omdat het de eerste 14 jaren, veronderstellen we, om een nog te koloniseren gebied voor andere vissoorten betreft, gaan we uit van een biomassa van **15-30 kg/ha** en een P/B ratio= 0,30 tot 1969. Daarna nemen we een biomassa van **10-20 kg/ha** en een P/B ratio van 0,25 aan.

Gebaseerd op bovenstaande aannames kan de productie van aal in de onderscheiden periodes in tonnen totaal per areaal bodemtype en voor het hele meer berekend worden.Aangenomen is dat de productie van een polder pas na drooglegging wegviel. Legenda: *= tussen vierkante haken de productie berekend op basis van een productie=0 in de randmeren van 1967 -1972.

periode	Klei	Klei+littoraal	Zand etc	Totaal en als (gemiddelde kg/ha/jaar)
1933-1942	1035-2070	1350-2025	617-1233	3002-5328 (12,7)
1943-1957	783-1566	1080-1620	617-1233	2480-4419 (12,4)
1957-1969	477-954	774-1161 [630-945]*	617-1233	1868-3348 (11,6) [10,8]
1969-1975	225-450	217-434 [112-242]	343-685	785-1569 (6,5) [5,7]*
1975-1980 [verrekende productie derving door verslibbing Markermeer en randmeren].	225-450 [112-225]	217-434 [110-217]	343-685	565-1127 (4,6)

De productie en de daaraan gerelateerde opbrengst in de visserij

Aan de hand van de berekende productie van rode aal kan berekend worden wat dat voor de visserijoogst betekent. In een water dat niet meer in ontwikkeling is en dat de vissers kennen kan worden uitgegaan van een oogstpercentage van 90%. In dit geval ligt het wat anders: vissers die op ansjovis en op haring zijn gespecialiseerd moesten zich omvormen tot palingvissers. Daarom veronderstellen we dat er in de loop van de eerste 9 jaar sprake is geweest van een toenemend rendement. We veronderstellen een rendement dat met 50% begint en exponentieel toeneemt:

1934-1936	50%
1937-1942	75%
1943-1957	88%
Vanaf 1957	90%

De volgende oogsten laten zich dan berekenen:

periode	Range per jaar/ gemiddeld totaal voor periode	Werkelijk geoogst (grove schatting a.d.h.v. grafiek Quak)
1934-1936	1500-2650 ton. Totaal circa 6300 ton	6600 ton
1937-1942	2250-4000 ton. Totaal circa 18.750 ton.	18.600 ton
1943-1957 (geen visserij 43-46)	2182-3900. Totaal circa 33.440 ton	37.097 ton
1957-1969	1680-3000. Totaal circa 28.200 ton [26.240]	27.700 ton
1969-1975	750-1500. Totaal circa 7450 ton [7100]	4700 ton
1969-1975 met verrekening van kuilverbod vanaf 1970, dwz terugval visserij efficientie naar 60%.	**Range 69-70: 750-1500.** **Range 1971-1975: 470-940** **Tonnage 69-70 = 2250** **Tonnage'71-75 = 2820** **Totaal : 5070**	**Werkelijk 4700**
1976-1980	Totaal circa 3500 ton	4500 ton.

Vergelijking van de twee kolommen in bovenstaande tabel laat zien dat de berekende oogst verrassend goed overeen komt met de waargenomen oogst in de verschillende perioden. Om deze reden wordt het aannemelijk geacht dat de toename en de afname van de oogsten in het IJsselmeer tussen 1932 en 1970 in sterke mate gerelateerd zijn aan een afname van het productievermogen van het ecosysteem als gevolg van de inpolderingen. Vanaf 1969 wijken de onder de genoemde aannamen gemaakte berekeningen sterker van de gerealiseerde vangsten af. Dat heeft naar alle waarschijnlijkheid te maken met de verslechtering van het ecosysteem. Deze verslechtering is slecht te kwantificeren. Enerzijds is er sprake van een neergaande productie in het Markermeer. Dat komt door de verslibbing van de bodem. Muggenlarven verdwijnen (zij kunnen niet tegen bewegend en los bodemsubstraat) en worden vervangen door kleine wormpjes. Ook is er in deze periode een doorgaand probleem met de waterkwaliteit van de randmeren, waar de blauwalg Oscillatoria sp. tot productieverliezen aanleiding geeft. Vanaf 1979 wordt dit probleem aangepakt. Het Veluwemeer wordt doorgespoeld en de rioolzuivering van Harderwijk wordt van een derde trap voorzien. Er is ruimte voor de veronderstelling dat de productie in de periode 1969-1975 daardoor te hoog is geraamd. Het veronderstelde verlies in de periode 1975 – 1980 is kennelijk (nog) te hoog. Zeker niet uit te sluiten is dat ook in deze periode de effecten van een overbevissing van de aalstand merkbaar worden.

Aan de hand van deze analyse wordt geïllustreerd dat er sprake is van een onomkeerbare verandering in het IJsselmeer. Deze heeft ervoor gezorgd dat het ecosysteem voor vis sterk is verarmd. Omdat deze veranderingen (inpolderingen) onomkeerbaar zijn kan alleen de situatie van na 1970 als referentie voor de toekomst dienen. In de periode 1970-1975 was de vangst van rode aal nog als vanouds en trok er voldoende glasaal in. Op grond daarvan zou een productievermogen van het water voor aal van rond de 6-7 kg/ha/jaar als streefgetal gelden. De biomassa die daarvoor zorg moet dragen zal rond de 20-35 kg/ha liggen.

Gewenste rekrutering van uittrekkende schieraal
Op grond van de genoemde aannames is een beeld van de vangsten te reconstrueren. Onder dezelfde aannames is ook te berekenen wat het tonnage aal is dat in de verschillende tijdvakken (ingedeeld naar inpoldering en het daarop volgende productieverlies) als schieraal uittrok. Deze schattingen zijn in onderstaande tabel gegeven.

periode	Ontsnapt aan visserij = **uittrek schieraal**	Schatting oogst (grove schatting a.d.h.v. grafiek Quak)
1934-1936	6600 ton (2200 ton/jaar)	6600 ton
1937-1942	6200 ton (1000 ton/jaar	18.600 ton
1943-1957 (geen visserij 43-46)	5100 ton (700 ton/jaar)	37.097 ton
1957-1969	3100 ton (310 ton/jaar)	27.700 ton
1969-1975		4700 ton
1969-1975 met verrekening van kuilverbod vanaf 1970, dwz terugval visserij efficiëntie naar 66,6%.	**Tonnage ‘69-‘70 = 250** **Tonnage’71-‘75 = 1880** **Totaal : 2130 (355 ton/jaar)**	**4700**

De vangst van rode aal in NW-Europa was tot 1975 van een niveau dat vanaf 1930 redelijk constant was. Ook was de glasaal intrek tot midden jaren zeventig op eenzelfde “onaangetast” niveau. Dat biedt ruimte voor de veronderstelling dat de visserij tot en met 1975 geen invloed van betekenis had op de recrutering van nieuwe jaarklassen. Op grond daarvan zou de situatie van voor 1975 als ‘pristine’ kunnen worden omschreven. Dekker ging in zijn presentatie uit van de situatie van voor 1980! Ook Dekker geeft daarmee aan dat denken in termen van een bepaalde periode beter is dan praten over ‘pristine’ condities.

Op grond van bovenstaande berekeningen zou een streefwaarde voor schieraaluittrek uit het IJsselmeer van 300-400 ton per jaar realistisch zijn.

Bijlage 9

Een pragmatische benadering voor het streefbeeld

Van der Waal Binnenvisserij

Tabel 7 *Aangepaste visserij opbrengsten in Nederland volgens scenario's A en B op basis van Tesch (1999)[kustwateren en stromende wateren) en Van Drimmelen (1953) [sloten en kanalen en meren] in Nederland in het midden van de 20e eeuw zoals beschreven in Klein Breteler (2008). Aanpassingen ten opzichte van de Tabel 2: IJsselmeer 14 kg/ha is gebaseerd op bestaande vangstgegevens voor het IJsselmeer tussen 1948-1953 en visserijopbrengsten "sloten en kanalen" en "meren" van Drimmelen (1953) gecorrigeerd voor uitzet glasaal (50% van de visserijopbrengst).*

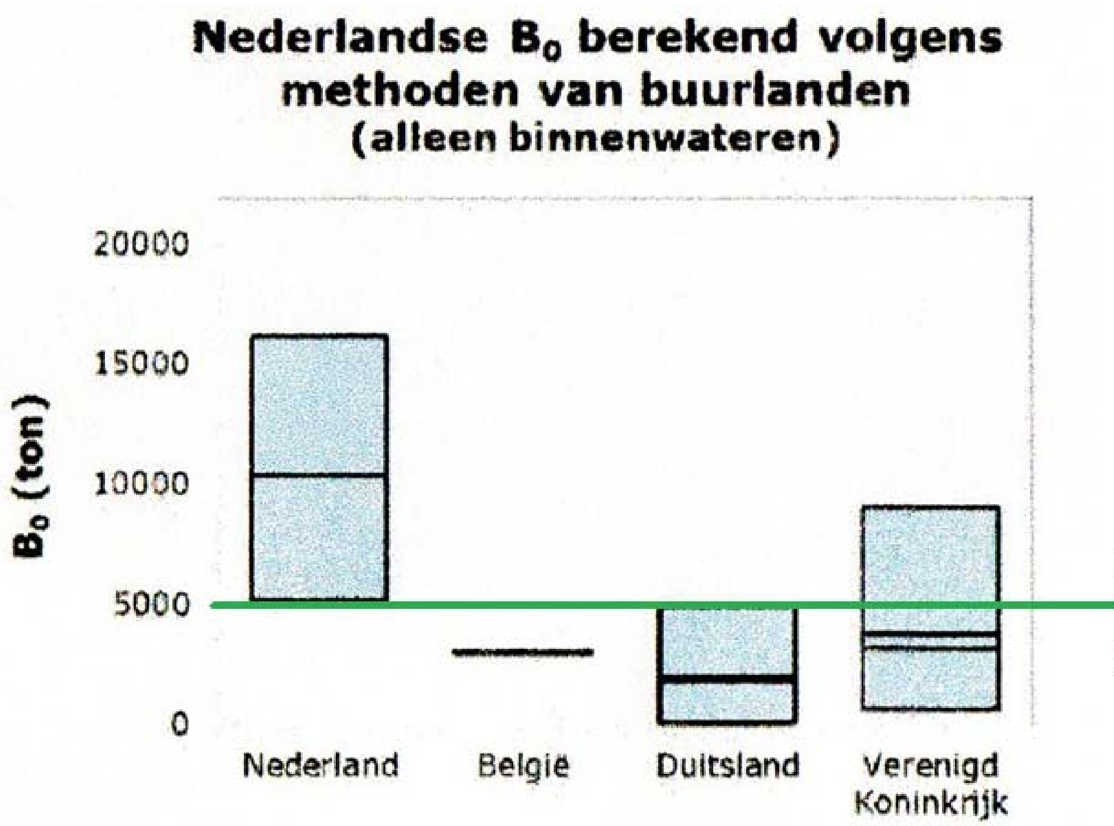
	Oppervlak (ha)	Visserijopbrengst (kg/ha/jr)	Visserijopbrengst (ton/jr)
Scenario A: IJsselmeer "zoet"			
Sloten en kanalen	67515	**7 (was 14)**	473
Meren (excl. IJsselmeer)	32887	**10.5(was 21)**	345
IJsselmeer	182000	**14 (was 21)**	2548
Rivieren	20876	25	522
Kustwateren	377673	4	1511
Totaal	**680942**		**5398**
Scenario B: IJsselmeer "zout"			
Sloten en kanalen	67515	**7 (was 14)**	473
Meren (excl IJsselmeer)	32887	**10.5 (was 21)**	345
IJsselmeer (Zuiderzee)	327000	4	1308
Rivieren	20876	25	522
Kustwateren	377673	4	1511
Totaal	**825942**		**4159**

De bovenstaande berekening zou dan resulteren in een totale visserijopbrengst in Nederland van ongeveer 4200 tot 5400 ton aal in tegenstelling tot de 5000-7500 ton aal in Klein Breteler (2008, Tabel 2). Na een correctie (factor 2) voor vangstefficiëntie, groei, sterfte en productieverlies levert dit een schatting van de gerealiseerde productie/biomassa aan schieraal in de referentieperiode van 9600 ton (B_0) en een streefbeeld van 3840 ton schieraal.

Bovenstaand berekeningen Bo met andere inzichten. Echter nog meer pragmatische opties:

1. De kustwateren tellen niet mee in de Nederlandse Bo;
   - Scenario "zoet" 5398 – 1511 = 3887
   - Scenario "zout" 4195 – 1511 = 2684
   - Totale visserijopbrengst tussen ongeveer 3900 en 2700 ton is 3300 ton/jr
   - Zonder de factor 2 is Bo 3300 ton.
   - Met factor 2 is Bo 6600 ton.
   - Met factor 1½ is Bo 4950 ton.
2. Bo is volgens EMP berekend naar huidig wateroppervlak;
   - "zout" IJsselmeer is dan 182.000 ha met visserijopbrengst van 728.000 ton/jr
   - Visserijopbrengst scenario "zout" (zonder kustwateren) wordt dan 2068 ton/jr
   - Totale visserijopbrengst tussen ongeveer 2100 en 3900 ton is 3000 ton/jr
   - Zonder de factor 2 is de Bo 3000 ton
   - Met de factor 2 is de Bo 6000 ton
   - Met factor 1½ is de Bo 4500 ton

Voorstel: Optie 1 met een factor 1½ zodat de Bo komt op 4950 ton. In vergelijk met de omliggende landen is dit nog steeds een relatief hoge Bo maar lijkt mij acceptabel voor alle partijen en een pragmatische oplossing gebaseerd op een realistischere basis.



Bo 4950 ton sluit aan bij omliggende landen met gebruik factor 1,5.